



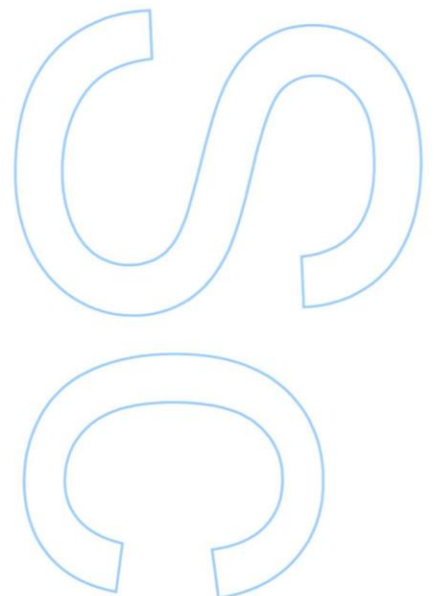
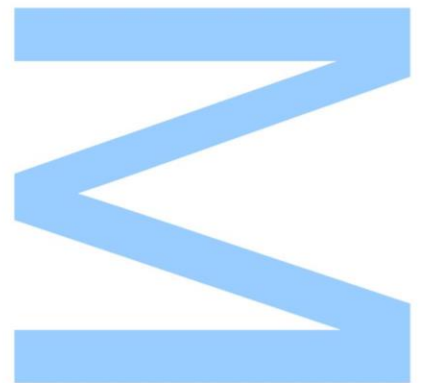
Avaliação da qualidade ecológica de zonas ripícolas e habitats fluviais no rio Paiva

Juliana Polido Monteiro

Mestrado em Ecologia, Ambiente e Território
Departamento de Biologia
2013

Orientador

Nuno Formigo, Professor Auxiliar, Faculdade de Ciências da
Universidade do Porto

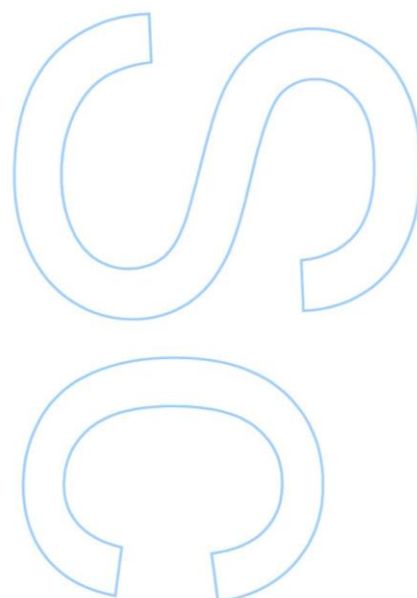
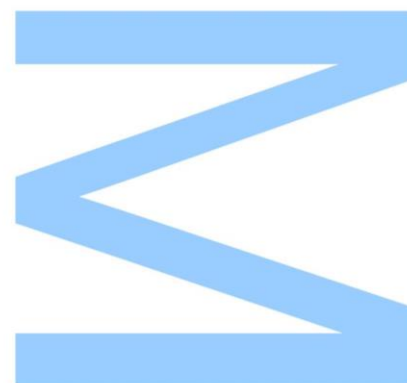




Todas as correções determinadas
pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



“In every respect, the valley rules the stream.”

Noel Hynes, 1975

AGRADECIMENTOS

Ao terminar esta etapa tão importante da minha formação académica e pessoal, não posso deixar de agradecer a todos aqueles que, de uma forma ou de outra, contribuíram para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Doutor Nuno Formigo, pela orientação, confiança, atenção e disponibilidade para esclarecer qualquer dúvida, sempre com a boa disposição que o caracteriza.

Ao Ricardo, por tudo. Pela ajuda inestimável no trabalho de campo e na redação da dissertação, pela amizade, pelo carinho, pelas gargalhadas, pelas nossas viagens, por todos os momentos passados na margem do rio Paiva.

Aos meus queridos pais, irmão e avós, pelo apoio incondicional. Não posso deixar de agradecer toda a motivação, paciência, carinho, amor e preocupação.

À Ana Moreira, pelas primeiras idas ao rio, pela sua amabilidade e pela bibliografia disponibilizada.

Ao Sérgio Caetano, presidente da Associação S.O.S Rio Paiva (Associação de Defesa do Vale do Paiva), pela disponibilização de bibliografia e pela partilha de conhecimentos.

À turma de Mestrado em Ecologia, Ambiente e Território de 2011/2012, pela amizade, boa-disposição e pelo apoio prestado.

RESUMO

As áreas ripícolas são um dos habitats mais diversos e complexos do planeta. O carácter dinâmico destas zonas de transição e as características únicas da vegetação ripícola proporcionam importantes serviços ecológicos. A hidromorfologia, isto é, o habitat físico de rios, apresenta também uma importante influência na estrutura e composição de comunidades bióticas, bem como no funcionamento dos ecossistemas fluviais. Assim, a degradação continuada destes ecossistemas levantou a necessidade de avaliar a sua biodiversidade e integridade ecológica. Como tal, a proteção dos rios e das suas áreas ripícolas depende de uma gestão eficaz, que por sua vez necessita de informações precisas e concisas sobre a condição destes sistemas.

Neste contexto, a presente dissertação tem como principal objetivo avaliar a qualidade ecológica de zonas ripícolas e de habitats fluviais no rio Paiva, de modo a identificar locais de elevado interesse de conservação e de proteção, assim como locais prioritários de intervenção ao nível do restauro/reabilitação fluvial, no âmbito do cumprimento da Diretiva-Quadro da Água (DQA).

Para tal, foram selecionados 16 pontos de amostragem, que correspondem a troços de rio com 500m de comprimento, distribuídos ao longo dos segmentos final, médio e inicial do rio Paiva. A época de amostragem decorreu durante os meses de novembro e dezembro de 2012, bem como durante os meses de abril, maio e junho de 2013. Em cada local foram utilizadas diversas metodologias de avaliação visual, nomeadamente os índices Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR) e *Riparian Quality Index* (RQI) para avaliar a qualidade do ripário, e os protocolos *River Habitat Survey* (RHS), Grau de Qualidade do Canal (GQC) e Avaliação Visual do Habitat (AVH) para avaliar a condição ecológica do habitat fluvial.

Os resultados indicam que, no rio Paiva, os habitats fluviais se encontram relativamente bem conservados, ao contrário dos habitats ripícolas que apresentam alguns problemas de conservação, devido essencialmente à presença da espécie invasora *Acacia dealbata* nas margens e encostas adjacentes, e à destruição e fragmentação da vegetação ripícola. Os troços fluviais com pior qualidade ecológica, para ambos os habitats, localizam-se maioritariamente no tipo de rio Montanhoso do Norte (M), o que pode ser explicado pela maior concentração das populações nas planícies aluviais. A qualidade do ripário está positivamente relacionada com a qualidade do habitat fluvial, sendo que a correlação mais forte foi obtida entre os índices

RQI e HMS. Constatou-se que existem diferenças significativas entre as pontuações atribuídas, pelos dois observadores, aos índices AVH e RQI, o que revela estes podem ser alvo de diferentes interpretações, estando os seus os valores finais sujeitos a subjetividade. Relativamente à avaliação do habitat fluvial, verificou-se que existem diferenças significativas entre as classificações obtidas, para cada ponto, com as diversas metodologias utilizadas. Os índices HQA e GQC revelaram-se os menos adequados para avaliar a condição dos habitats fluviais no rio Paiva. No entanto, não existem diferenças significativas entre as classificações da qualidade de zonas ripícolas, para os mesmos locais, obtidas com os métodos QBR e RQI. Ambos se revelaram eficazes para avaliar o estado ecológico de áreas ripícolas no Sítio de Interesse Comunitário rio Paiva.

Pode-se concluir que os resultados obtidos neste estudo revelam importantes implicações para a implementação de estratégias e ações no âmbito da conservação e do restauro/reabilitação de troços de rio, uma vez que são identificados os principais elementos e causas dos constrangimentos existentes, facilitando então o estabelecimento de prioridades de gestão fluvial.

Palavras-chave: Zonas ripícolas, habitats fluviais, hidromorfologia, Rio Paiva, Diretiva-Quadro da Água, métodos de avaliação da qualidade ecológica.

ABSTRACT

Riparian areas are some of the most diverse and complex habitats on the planet. The dynamic character of these transition zones and the unique characteristics of riparian vegetation provide important ecological services. Hydromorphology, the physical habitat of rivers, has also great influence in biotic community composition and structure, as well as in river ecosystem functioning. Therefore, the continued deterioration of river corridors has focused attention on the need to assess their biodiversity and biological integrity. As such, the protection of rivers and their riparian zones depends on effective management, which in turn relies on accurate and concise information on the condition of these systems.

In this context, the main goal of the present dissertation was to assess the ecological quality of riparian zones and river habitats in Paiva River, in order to identify river reaches with great interest in conservation and protection, and reaches with restoration/rehabilitation needs, under the Water Framework Directive (WFD).

To this end, 16 sampling points were selected, each 500m in length, distributed along the final, medium and initial segments of Paiva River. The sampling period was held during November and December 2012, and during April, May and June 2013. In every sampling station several visual assessment protocols were applied, namely the QBR (Riparian Habitat Quality) and RQI (Riparian Quality Index) methods to assess riparian quality, as well as the RHS (River Habitat Survey), GQC (Channel Quality Degree) and AVH (Visual Habitat Assessment) protocols to evaluate fluvial habitat condition.

The results indicate that in Paiva River fluvial habitats are relatively well conserved, unlike riparian habitats which have some conservation problems, mainly due to the presence of alien species *Acacia dealbata* in the margins and adjacent land, and to the destruction and fragmentation of riparian vegetation. For both habitats, river reaches with lower ecological quality were mainly found in the mountain river type (M), which can be explained by the higher concentration of populations in floodplains. Riparian quality is positively correlated with river habitat quality; the strongest relationship was obtained between the RQI and HMS indices. The results show the existence of significant differences between the scores given by the two observers to the AVH and RQI indexes. The application of these methods may be interpreted differently in the field and their final values can be subject to subjectivity. Regarding the assessment of river habitats, it was

found significant differences between the scores obtained, for each sampling station, with the methods used. HQA and GQC proved to be the least suitable methods to assess river habitats in Paiva River. However, there are no significant differences between the scores of riparian quality, for the same river reaches, obtained with QBR and RQI methods. Both of them have proved effective for assessing the ecological status of riparian areas in Paiva River.

It can be concluded that the results obtained in this study have important implications for strategies and actions aimed at conservation and restoration/rehabilitation measures in river reaches, since main features and causes of the existing constraints are identified, thereby facilitating prioritization of river management options.

Keywords: Riparian zones, river habitats, hydromorphology, Paiva River, Water Framework Directive, ecological quality assessment methods.

ÍNDICE

Agradecimentos.....	iv
Resumo	v
Abstract	vii
Lista de Tabelas	xii
Lista de Figuras	xiv
Lista de Abreviaturas	xvi
1. Introdução.....	1
1.1. Sistemas Fluviais	1
1.1.1. Teoria do regime de escoamento natural	1
1.1.2. Teoria do sistema fluvial a quatro dimensões	2
1.1.3. Teoria do sistema fluvial hierarquizado no espaço e no tempo	3
1.2. Zonas Ripícolas	4
1.2.1. Atributos e funções das zonas ripícolas	5
1.2.2. Flora e vegetação de zonas ripícolas	7
1.3. Hidromorfologia.....	10
1.4. Promotores de alterações dos ecossistemas fluviais	13
1.4.1. Regularização de caudais	14
1.4.2. Alterações no uso do solo	14
1.4.3. Alterações dos ecossistemas fluviais em Portugal	15
1.4.4. Tendências e oportunidades legais e administrativas	16
1.5. Diretiva-Quadro da Água	16
1.5.1. Quadro Legal	17
1.5.2. Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica	17
1.5.3. Classificação do Estado Ecológico	18
1.5.4. Elementos Hidromorfológicos	19

1.6. Metodologias de caracterização e avaliação da qualidade ecológica de sistemas fluviais	20
1.6.1. Métodos de avaliação visual expedita	21
1.6.2. Caracterização e avaliação da qualidade fluvial em Portugal	22
2. Objetivos.....	25
3. Materiais e Métodos.....	26
3.1. Área de Estudo	26
3.1.1. Hidrografia	27
3.1.2. Geologia e Geomorfologia	28
3.1.3. Clima	28
3.1.4. Caráter da Vegetação	28
3.1.5. Pedologia e Ocupação do Solo	29
3.1.6. Habitats naturais e seminaturais e espécies constantes dos anexos do Decreto-Lei n.º 49/2005	31
3.1.7. Principais Ameaças	32
3.2. Metodologia	33
3.2.1. Amostragem	33
3.2.2. Avaliação do habitat fluvial e da zona ripícola	36
3.2.2.1. Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR)	36
3.2.2.2. <i>Riparian Quality Index</i> (RQI)	37
3.2.2.3. Grau de Qualidade do Canal (GQC)	39
3.2.2.4. Avaliação Visual do Habitat (AVH)	39
3.2.2.5. <i>River Habitat Survey</i> (RHS)	41
3.3. Tratamento de Dados	42
4. Resultados.....	44
4.1. Qualidade do habitat fluvial.....	44
4.1.1. Qualidade do habitat fluvial entre tipos de rio	46
4.2. Qualidade do habitat ripícola.....	47

4.2.1. Qualidade do habitat ripícola entre tipos de rio	49
4.3. Relação entre a qualidade dos habitats ripícola e fluvial	49
4.4. Dinâmica temporal	51
4.5. Enviesamento das observações	52
4.6. Comparação dos resultados obtidos entre métodos	52
5. Discussão	54
5.1. Qualidade do habitat fluvial	54
5.1.1. Qualidade do habitat fluvial entre tipos de rio	55
5.2. Qualidade do habitat ripícola	55
5.2.1. Qualidade do habitat ripícola entre tipos de rio	57
5.3. Relação entre a qualidade dos habitats ripícola e fluvial	57
5.4. Dinâmica temporal	58
5.5. Enviesamento das observações	59
5.6. Comparação dos resultados obtidos entre métodos	60
6. Conclusão	62
7. Referências bibliográficas	63
8. Anexos	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Atributos ecológicos da zona ripícola e respetivas funções e atributos específicos. Adaptado de Aguiar (2004)	6
Tabela 2. Atributos hidromorfológicos com particular importância para a ecologia fluvial, escalas às quais são relevantes, exemplos de variáveis afetadas e significância ecológica. Adaptado de Elosegí <i>et al.</i> (2010)	12
Tabela 3. Elementos e componentes de qualidade hidromorfológica para a classificação do estado ecológico no âmbito da DQA. Adaptado de Ferreira <i>et al.</i> (2011)	20
Tabela 4. Principais usos e ocupação do território no Sítio rio Paiva com respetivas percentagens. Fonte: COS 07 (IGeo, 2013)	29
Tabela 5. Pontos de amostragem e respetivos concelhos, locais e coordenadas geográficas (sistema de coordenadas WGS-84)	35
Tabela 6. Classes de qualidade segundo o índice QBR. Adaptado de Munné <i>et al.</i> (2003)	36
Tabela 7. Interpretação do resultado total do índice RQI e propostas de gestão fluvial. Adaptado de Tánago & Jálón (2011)	38
Tabela 8. Amplitudes de variação consideradas para o GQC, e o seu significado em termos de qualidade. Adaptado de Silva (2010)	39
Tabela 9. Pontuação obtida pelo AVH e as respetivas classes de qualidade. Adaptado de Barbour <i>et al.</i> (1999)	40
Tabela 10. Categorias de artificialização do leito e margens dos cursos de água e respetiva pontuação do índice HMS. Adaptado de INAG (2009)	41
Tabela 11. Valores limite do índice HQA para a classe Excelente para os diferentes tipos de rios abrangidos pela sub-bacia do rio Paiva. Adaptado de INAG (2009)	42
Tabela 12. Pontuação e classificação dos índices AVH, GQC, HMS e HQA, usados para determinar a qualidade do habitat fluvial. Existem cinco classes de qualidade: excelente – 5, bom – 4, razoável – 3, medíocre – 2 e mau – 1	44
Tabela 13. Pontuação e classificação dos índices QBR e RQI, usados para determinar a qualidade do habitat ripícola. Existem cinco classes de qualidade: excelente – 5, bom – 4, razoável – 3, medíocre – 2 e mau – 1	47

- Tabela 14.** Coeficientes de Correlação de *Spearman* entre os índices QBR e RQI e HMS, HQA, GQC e AVH. Significância estatística: valor de $p < 0,01^*$ 51
- Tabela 15.** Resultados do teste de *Wilcoxon* para os pontos avaliados pelos índices AVH, QBR, GQC, HMS e RQI, no inverno (1) e para os mesmos pontos, mas reavaliados na primavera (2). Significância estatística: valor de $p < 0,05$ 51
- Tabela 16.** Resultados do teste de *Wilcoxon* para as avaliações efetuadas pelos observadores a e b, correspondentes aos pontos R8 a R20, para os índices AVH, QBR, GQC, HMS, HQA e RQI. Significância estatística: valor de $p < 0,05$ 52

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema conceptual das quatro dimensões dos ecossistemas fluviais: lateral, longitudinal, transversal e temporal (Aguiar, 2004)	2
Figura 2. A natureza hierárquica de um sistema fluvial, desde a escala espacial superior – bacia hidrográfica – até escalas sucessivamente inferiores – segmento fluvial, troço fluvial, macrohabitat e microhabitat (Frissell <i>et al.</i> , 1986)	3
Figura 3. Vista tridimensional dum ecossistema ripícola, incluindo elementos de paisagem superficiais e sub-superficiais (Arizpe <i>et al.</i> , 2009)	4
Figura 4. Exemplo de sucessão de comunidades ripícolas mediterrânicas (Duarte & Moreira, 2009)	10
Figura 5. Área de estudo – rio Paiva - e a sua localização em Portugal. Fontes: CNIG (2013), CAOP (2012), ICNF (2012), SNIamb (2012)	26
Figura 6. Ocupação do solo no Sítio de Interesse Comunitário rio Paiva. Fontes: COS 07 (IGeO, 2013) e ICNF (2012)	30
Figura 7. <i>Ruscus aculeatus</i> (a), <i>Lacerta schreiberi</i> macho (b) e <i>Lacerta schreiberi</i> fêmea (c). Ambas as espécies apresentam estatuto de conservação, estando incluídas nos anexos do DL n.º 49/2005, e foram observadas em encostas adjacentes ao rio Paiva, nos concelhos de Castelo de Paiva e de Castro Daire, respetivamente.....	31
Figura 8. Presença da espécie lenhosa invasora <i>Acacia dealbata</i> na margem do rio Paiva (a); monocultura de eucalipto numa encosta adjacente ao rio (b); monocultura de pinheiro-bravo numa encosta adjacente ao rio	32
Figura 9. Pontos de amostragem da qualidade ecológica da vegetação ripícola e do habitat fluvial no rio Paiva	34
Figura 10. Qualidade do habitat fluvial em 16 locais no rio Paiva, dada pelos índices AVH, GQC, HMS e HQA	45
Figura 11. Percentagem das diferentes classes de qualidade – excelente, bom, razoável, medíocre e mau – para os índices HQA, AVH, HMS e GQC, nos tipos de rios do Norte de Média-Grande Dimensão (N1> 100) e Montanhosos do Norte (M), em 12 e 4 locais no rio Paiva, respetivamente	46

Figura 12. Qualidade do habitat ripícola em 16 locais no rio Paiva, dada pelos índices QBR e RQI	48
Figura 13. Percentagem das diferentes classes de qualidade – excelente, bom, razoável, medíocre e mau – para os índices QBR e RQI, nos tipos de rios do Norte de Média-Grande Dimensão (N1> 100) e Montanhosos do Norte (M), em 12 e 4 locais no rio Paiva, respetivamente	49
Figura 14. Diagramas de dispersão que ilustram a relação entre os índices usados para avaliar a qualidade do habitat ripícola – QBR e RQI – e os índices usados na avaliação do habitat fluvial – AVH, GQC, HMS e HQA	50
Figura 15. Distribuição das diferentes classes de qualidade dos habitats ripícola e fluvial, em percentagem, avaliados pelos índices AVH, QBR, GQC, HQA, HMS, HQA e RQI, em 16 locais no rio Paiva	53

LISTA DE ABREVIATURAS

- APA – Agência Portuguesa do Ambiente
- ARH - Administração de Região Hidrográfica
- AVH – Avaliação Visual do Habitat
- CEN - Comité Europeu de Normalização
- COS – Carta de Ocupação do Solo
- DQA – Diretiva-Quadro da Água
- GQC – Grau de Qualidade do Canal
- HCI – *Habitat Condition Index*
- HQA - *Habitat Quality Assessment*
- HMS - *Habitat Modification Score*
- ICNF – Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas
- IHF – Índice de Habitat Fluvial
- IMPI - *Iberian Multimetric Plant Index*
- INAG – Instituto Nacional da Água
- ONGA – Organização Não Governamental de Ambiente
- PGBH - Plano de Gestão de Bacia Hidrográfica
- PGRH - Plano de Gestão de Região Hidrográfica
- QBR – Qualidade do Bosque Ribeirinho
- RHS – *River Habitat Survey*
- RH3 - Região Hidrográfica do Douro
- RQI – *Riparian Quality Index*
- SIC – Sítio de Interesse Comunitário
- SIG – Sistema de Informação Geográfica

1. INTRODUÇÃO

1.1. Sistemas Fluviais

Os conceitos e perspectivas adotadas em ecologia lótica têm sofrido uma evolução significativa ao longo das últimas três décadas, principalmente no que respeita aos processos e dinâmicas dos sistemas fluviais (Aguilar, 2004), tendo sido desenvolvidos diversos modelos conceptuais que explicam o seu funcionamento (Ferreira *et al.*, 2001; Nilsson & Svedmark, 2002; Thorp *et al.*, 2006; Arizpe *et al.*, 2009). Serão abordados sucintamente três modelos, uma vez que são os que mais se adequam aos temas desenvolvidos posteriormente: o regime de escoamento natural (Poff *et al.*, 1997), o sistema fluvial a quatro dimensões (Ward, 1989) e o sistema fluvial hierarquizado no espaço e no tempo (Frissell *et al.*, 1986).

1.1.1. Teoria do regime de escoamento natural

No modelo fluvial teórico proposto por Poff *et al.* (1997), o regime de escoamento natural determina a integridade do ecossistema e sustenta a biodiversidade. Proporciona uma estrutura para os componentes e processos aquáticos e ripícolas, modela as suas condições ambientais e dá origem a uma variedade de habitats, permitindo também uma interação dinâmica entre os mesmos (Naiman *et al.*, 2002; Nilsson & Svedmark, 2002; Abreu, 2006; Arizpe *et al.*, 2009).

No contexto deste modelo conceptual de funcionamento dos sistemas fluviais, as cheias são cruciais para a estrutura e estabilidade do leito do rio, pois preservam um balanço dinâmico da sua morfologia, quer da secção longitudinal, quer da secção transversal. Adicionalmente, proporcionam conectividade transversal com a planície aluvial, permitindo um fluxo bidirecional não apenas de água, mas também de organismos, sedimentos, propágulos e nutrientes (Arizpe *et al.*, 2009). A magnitude, frequência, duração, sazonalidade e taxa de alteração das condições hidrológicas são apontadas por Poff *et al.* (1997) como componentes críticos do regime hidrológico na regulação dos processos ecológicos em sistemas lóticos (Nilsson & Svedmark, 2002; Aguilar, 2004; Abreu, 2006).

1.1.2. Teoria do sistema fluvial a quatro dimensões

Segundo o modelo proposto por Ward (1989), os sistemas fluviais são interativos ao longo de três dimensões espaciais: a longitudinal (entre a cabeceiras e afluentes e o rio principal), a lateral (entre o corredor fluvial e o seu vale de cheia) e a vertical (entre leito do rio e o aquífero). A quarta dimensão – o tempo – configura a escala temporal (fig. 1), que determina toda uma multitude de diferentes processos em curso, desde os derivados das variações hidrológicas intra-anuais e inter-anuais, até aos que se relacionam com o desenvolvimento das bacias hidrográficas à escala planetária. Por conseguinte, os sistemas fluviais desenvolvem-se e funcionam em resposta a padrões e processos dinâmicos que ocorrem ao longo destas quatro dimensões (Ferreira *et al.*, 2001; Nilsson & Svedmark, 2002; Aguiar, 2004; Steiger *et al.*, 2005). Adicionalmente, cada uma das dimensões pode ser analisada como um gradiente em si mesma (Allan, 1997; Allan & Castillo, 2007; Arizpe *et al.*, 2009).

Destas quatro dimensões, os estudos de ecologia fluvial têm-se focado sobretudo na dimensão lateral, nomeadamente na “fronteira ecológica” entre o domínio terrestre e aquático, da qual fazem parte as zonas ripícolas (Naiman & Décamps, 1997; Wiens, 2002; Arizpe *et al.*, 2009).

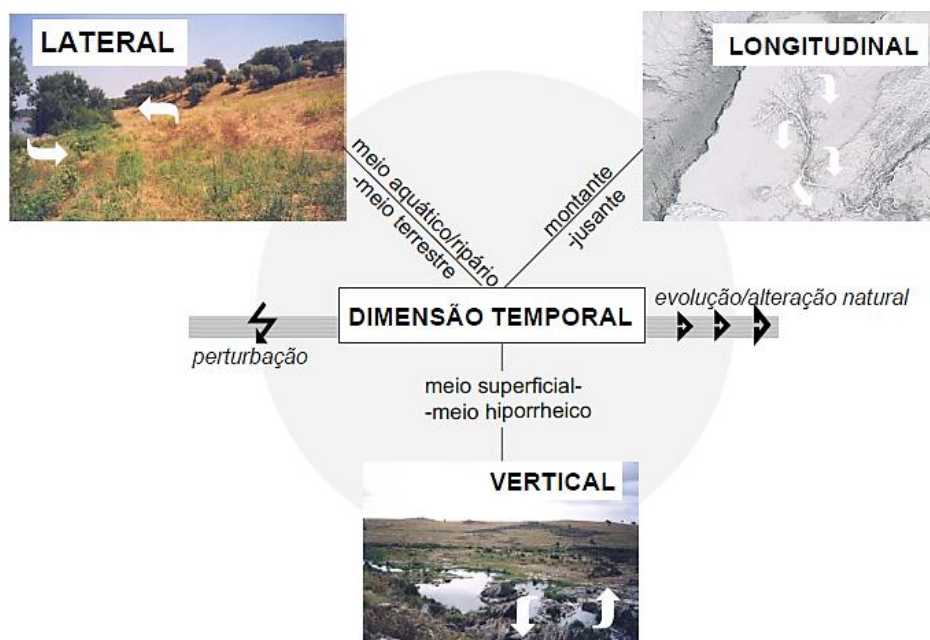


Figura 1. Esquema conceptual das quatro dimensões dos ecossistemas fluviais: lateral, longitudinal, transversal e temporal (Aguiar, 2004).

1.1.3. Teoria do sistema fluvial hierarquizado no espaço e no tempo

Relativamente ao modelo desenvolvido por Frissell *et al.* (1986), este considera que a multitude de processos e funções ecológicas decorrentes nos sistemas fluviais existem enquadrados na hierarquia de escalas representada na figura 2 – bacia hidrográfica, segmento fluvial, troço fluvial, macrohabitat (ex.: “pool/riffle”) e microhabitat (Allan, 2004; Cortes *et al.*, 2011). Quando se muda de escala espacial, mudam igualmente os processos morfodinâmicos e fatores de controlo que regem o sistema fluvial, bem como a escala temporal a que estes se processam. Esta perspetiva hierárquica dos sistemas fluviais enfatiza que os níveis de organização do ecossistema localizados nas escalas superiores influenciam as propriedades e processos ecológicos que decorrem nas escalas inferiores, enquanto os que decorrem nestas tem uma menor capacidade de influenciar as escalas superiores (Ferreira *et al.*, 2001; Allan & Castillo, 2007; Eloisei *et al.*, 2011).

Tendo em conta que os sistemas fluviais são tipicamente analisados à escala do troço fluvial, este modelo baseado em princípios geomorfológicos é relevante, pois constitui um *framework* eficaz para compreender de que forma o ambiente fluvial à escala local é influenciado pela paisagem envolvente (Allan, 2004; Ibisate *et al.*, 2011).

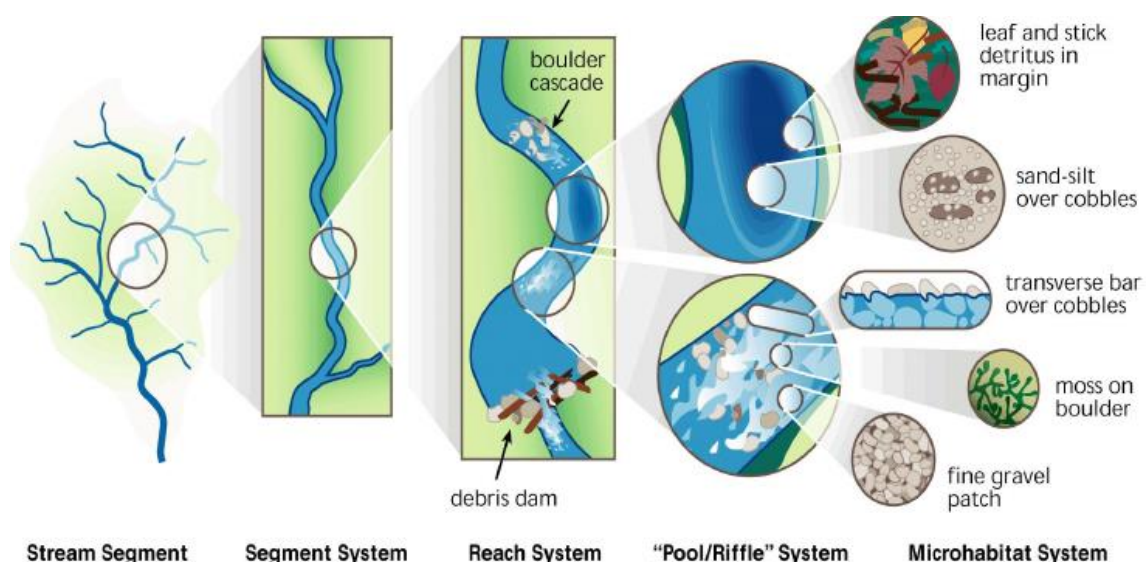


Figura 2. A natureza hierárquica de um sistema fluvial, desde a escala espacial superior – bacia hidrográfica – até escalas sucessivamente inferiores – segmento fluvial, troço fluvial, macrohabitat e microhabitat. Fonte: USDA, 2012.

1.2. Zonas Ripícolas

As zonas ripícolas são um dos habitats mais diversos, dinâmicos e complexos do planeta (Naiman *et al.*, 1993; Naiman & Décamps, 1997; Naiman *et al.*, 2005). Esta diversidade ecológica deriva essencialmente da variabilidade geomorfológica e dos regimes hidrológicos, dos gradientes de altitude e de humidade, bem como da influência da bacia de drenagem nos corredores fluviais (Aguiar, 2004). Neste contexto, a designação de “oásis lineares” tem sido frequentemente atribuída às zonas ribeirinhas, uma vez que possuem características, recursos e condições amplamente distintas das existentes nas áreas adjacentes (Arizpe *et al.*, 2009).

As zonas ripícolas constituem áreas tridimensionais de transição (fig. 3), onde se processa uma interação direta entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (Naiman *et al.*, 2005; Arizpe *et al.*, 2009). Como ecótonos, isto é, como fronteiras dinâmicas entre os meios aquático e terrestre, englobam gradientes acentuados de fatores ambientais e são o espaço de variados processos ecológicos e de uma elevada diversidade de comunidades (Gregory *et al.*, 1991; Ferreira *et al.*, 2005).

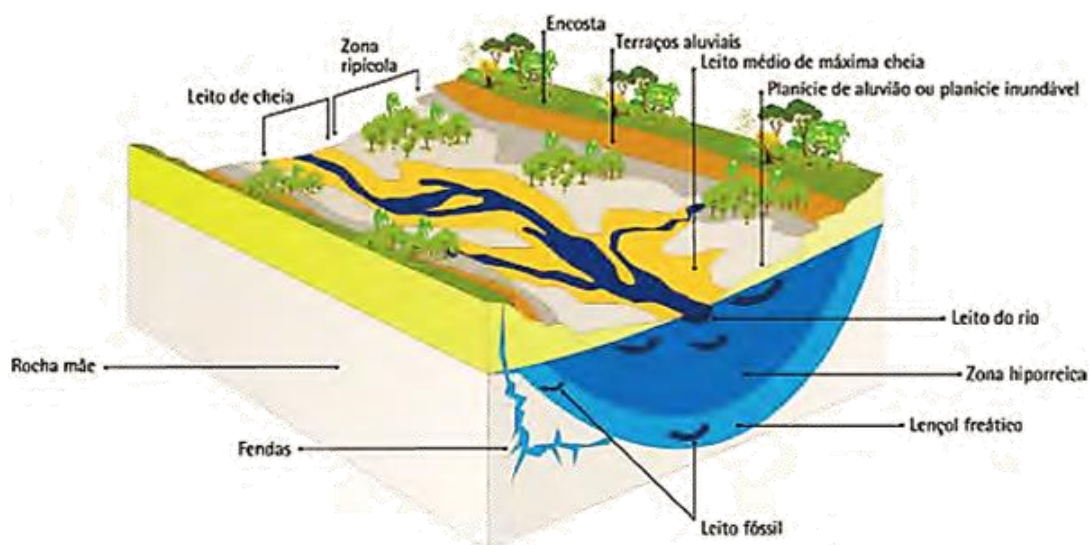


Figura 3. Vista tridimensional dum ecossistema ripícola, incluindo elementos de paisagem superficiais e sub-superficiais (Arizpe *et al.*, 2009).

A definição e delimitação de áreas ripícolas e da vegetação que lhe está associada pode ser algo controverso (Verry *et al.*, 2004), uma vez que estas áreas são caracterizadas por um elevado dinamismo e heterogeneidade espaço-temporal, bem como por uma complexidade estrutural e biológica notável (Aguiar, 2004). Não obstante,

a definição mais citada em ecologia lítica foi dada por Naiman & Décamps (1997), que consideram que a zona ripícola corresponde ao espaço entre o curso de água e a porção terrestre acima do nível mais elevado de água, onde os lençóis freáticos, as cheias e a capacidade de retenção de água pelos solos podem influenciar a vegetação. Adicionalmente, a dimensão da zona ripícola varia desde faixas muito estreitas nas cabeceiras, onde as poucas características geomórficas que possuem estão quase totalmente integradas na floresta ripícola, até sistemas complexos ao longo de rios de grande dimensão, caracterizados por planícies aluviais fisicamente diversificadas (Gregory *et al.*, 1991; Naiman *et al.*, 1993; Arizpe *et al.*, 2009).

1.2.1. Atributos e funções das zonas ripícolas

As zonas ripícolas, ecossistemas chave nas bacias hidrográficas, têm uma importância ecológica desproporcionada em relação à reduzida área que ocupam. O carácter dinâmico destas zonas de transição e as características únicas da vegetação ripícola proporcionam importantes serviços ecológicos, desde a filtragem de nutrientes à proteção contra cheias (Malanson, 1993; Aguiar, 2004; Arizpe *et al.*, 2009).

De facto, numerosas funções físicas, biológicas e ecológicas são atribuídas às zonas ripícolas e vegetação associada, nomeadamente a capacidade de estabilização dos leitos e margens, contribuição para a melhoria da qualidade da água através do seu papel filtrador de poluentes e nutrientes, fonte de matéria orgânica para as comunidades aquáticas animais, promoção da diversidade habitacional intrafluvial, entre outras (Gregory *et al.*, 1991; Naiman *et al.*, 1993; Naiman & Décamps, 1997; Tabacchi *et al.*, 2000; Moreira *et al.*, 2002; Naiman *et al.*, 2005). Na tabela 1 sistematizam-se as principais características da vegetação ripícola e respetivas funções, de notar contudo que esta perspetiva é apenas uma das propostas possíveis, dada a complexidade e sobreposição das relações entre atributos e funções (Aguiar, 2004).

Há uma tendência na bibliografia científica para enfatuar as capacidades das áreas ripícolas na manutenção da diversidade biológica e no suporte de comunidades autóctones e associadas ao meio lítico. Contudo, a sua natureza linear e a maior ou menor continuidade e conectividade, contribuem também para formar corredores de invasão, a par da função de corredor ecológico (Aguiar, 2004; Richardson *et al.*, 2007). Por outro lado, as zonas ribeirinhas são importantes focos de atração biológica para espécies terrestres e ruderais (exóticas ou nativas) pela maior disponibilidade em água que em zonas não influenciadas pelo sistema lítico (Planty-Tabacchi *et al.*, 1996).

Tabela 1. Atributos ecológicos da zona ripícola e respetivas funções e atributos específicos. Adaptado de Aguiar (2004).

Atributos gerais da zona ripícola	Atributos específicos da zona ripícola	Funções da zona ripícola
Complexidade estrutural e biológica	Boa distribuição na ocupação do espaço aéreo (estratos de vegetação) e radicular	Suporte ecológico de várias comunidades: habitat, repouso, refúgio e alimentação
	Diversidade de comunidades ripícolas (raramente monoespecíficas)	
	Estratégias de reprodução, propagação e reprodução variadas	Promoção da diversidade intrafluvial
	Renovação sazonal ou desfasada da folhagem (espécies caducifólias e/ou perenifólias) e “contínua” incorporação no sistema de outros materiais orgânicos	Valor recreativo e económico
	Elevada produtividade, elevada eficiência no uso da água	Melhoria da qualidade cénico-paisagista
Perturbação natural (alterações no regime hidrológico)	Adaptação morfológica e fisiológica: resistência a condições de anoxia, a substratos instáveis e a flutuações sazonais dos caudais	Renovação periódica: oportunidade para o estabelecimento de espécies pioneiras; fracionamento das populações existentes
Natureza linear	Efeito da fronteira entre o meio aquático e o terrestre	Corredor ecológico: migração de espécies no interior, estabelecimento de ligações entre biótopos
	Conectividade e continuidade	
Ecótono aquático-terrestre	Incorporação/retenção de energia, materiais e organismos dos meios aquáticos e terrestres adjacentes	Estabilização do leito e das margens Retenção de sedimentos Filtro biológico de nutrientes e substâncias poluentes
Amenidade microclimática	Densidade de diversidade estrutural e florística	Regulação biofísica do meio: efeitos na moderação do crescimento excessivo de algas, hidrófitos e outros macrófitos, proteção das comunidades e do meio aquático em relação a temperatura, vento e luminosidade excessivas

1.2.2. Flora e vegetação de zonas ripícolas

Para o correto planeamento e gestão de áreas ripícolas torna-se imprescindível um conhecimento aprofundado destes habitats, tanto no relativo à flora, isto é, às espécies presentes, como à vegetação, ou seja, às comunidades vegetais, suas relações com o meio físico e com outras componentes do meio biótico e seu dinamismo, por forma a contribuir para melhor fundamentar as ações de conservação e de recuperação (Moreira *et al.*, 2002).

A flora que coloniza zonas ripícolas distingue-se da terrestre pela presença de características particulares, sejam estruturais, morfológicas, anatómicas ou fisiológicas, que permitem e facilitam a sua implementação e desenvolvimento (Moreira *et al.*, 2002). A menor ou maior tolerância a períodos de encharcamento, a resistência à ação mecânica das correntes de água, ou a presença de mecanismos de propagação particularmente efetivos, são algumas das características exibidas pelas plantas que ocorrem nestes meios (Naiman & Décamps, 1997; Naiman *et al.*, 2005; Duarte & Moreira, 2009).

A flora pode ser classificada de acordo com as exigências hídricas. Assim, quanto à maior ou menor necessidade de água usam-se, frequentemente, os termos helófito, para espécies com preferência ou tolerância por solos mais ou menos permanentemente encharcados e que têm parte das estruturas vegetativas emersa e parte imersa, higrófito, para espécies com preferência ou tolerância por solos mais ou menos permanentemente encharcados ou muito húmidos, e sub-higrófito, para espécies com preferência por habitats moderadamente húmidos. Em Portugal continental, das cerca de 650 espécies presentes nas áreas ribeirinhas, verifica-se a dominância dos higrófitos e sub-higrófitos. Apenas uma pequena percentagem – 14% (90 espécies) - correspondem a espécies lenhosas (arbóreas ou arbustivas) e sublenhosas (Moreira *et al.*, 2002; Aguiar, 2004).

Segundo Aguiar *et al.* (2008), as espécies arbóreas e arbustivas mais frequentes nos sistemas fluviais portugueses são o amieiro (*Alnus glutinosa*), o freixo (*Fraxinus angustifolia*), a borrazeira-preta (*Salix atrocinerea*), a borrazeira-branca (*Salix salviifolia*), o salgueiro-branco (*Salix alba*), o amieiro-negro (*Frangula alnus*), o pilriteiro (*Crataegus monogyna*), a urze-branca (*Erica arborea*), o sabugueiro (*Sambucus nigra*) e o choupo-negro (*Populus nigra*).

Em resposta à variabilidade dos fatores ecológicos e bióticos, são várias as comunidades vegetais que se podem estabelecer nas áreas ripícolas. Como tal, e com base na estrutura, nomeadamente na dominância relativa dos estratos arbóreo,

arbustivo e herbáceo, e nas espécies dominantes, são identificadas, em Portugal continental, as seguintes comunidades ribeirinhas correspondentes aos tipos de vegetação evoluídos (Moreira *et al.*, 2002):

- Dominadas por elementos arbóreos: amiais, choupais, freixiais, olmedos e salgueiras, mais frequentes, e, mais raras, azeredos, buxais, vidoais, comunidades de azevinho, comunidades de carvalho-cerquinho e comunidades de lódão-bastardo;
- Dominadas por espécies arbustivas: loendrais, tamargais, tamujais, urzais higrofílicos, comunidades de *Frangula alnus* e *Myrica gale* e comunidades de *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum*.

A distribuição, composição florística e estrutura da vegetação que se desenvolve ao longo dos cursos de água são condicionadas por vários fatores, nomeadamente o clima, o regime hídrico, as características físico-químicas do solo e da água e a topografia (Duarte & Moreira, 2009).

A vegetação que ladeia os cursos de água encontra-se, fundamentalmente, dependente das características hidrológicas, verificando-se contudo alguma variação com as zonas climáticas em que aqueles se integram. Um dos elementos climáticos que mais afetam a distribuição das espécies e, conseqüentemente, das comunidades vegetais, é a precipitação, já que dela depende o carácter permanente vs. temporário dos cursos de água, induzindo a presença de espécies com exigências hídricas distintas (Moreira *et al.*, 2002). Assim, por exemplo, espécies que suportam acentuados períodos de estiagem, como a tamargueira (*Tamarix africana*) e o loendro (*Nerium oleander*), são mais características nas zonas Centro e Sul do país (Ferreira & Aguiar, 2006). Embora a maioria das espécies tenha uma grande amplitude térmica, distribuindo-se, de uma forma geral, por todo o território, outras há que preferem climas mais frios, limitando-se a sua distribuição, por exemplo, às linhas de água das regiões montanhosas do norte, como acontece com o teixo (*Taxus baccata*) (ICNF, 2006a; Duarte & Moreira, 2009).

O regime hídrico, que afeta a disponibilidade de água, a periodicidade e duração dos períodos de emersão/submersão, bem como a profundidade da toalha freática, condiciona a distribuição do coberto vegetal. Estes fatores dependem, contudo, do regime pluviométrico e das características edáficas e geológicas (Moreira *et al.*, 2002).

A condicionar a distribuição das comunidades vegetais refiram-se, também, as formações geológicas e as unidades de solos. A textura do solo, relacionada em parte com a função de transporte das massas de água, geralmente traduzida na formação de

leitos arenosos nas regiões de maior corrente e de leitos argilosos nos locais onde as correntes mais fracas permitem a deposição de materiais finos, tem reflexos na flora e vegetação (Moreira *et al.*, 2002).

A velocidade das massas de água ao longo dos cursos de água é outro fator que condiciona a flora que aí se instala. Nos troços superiores é frequentemente elevada, em resultado da topografia geralmente acidentada das cabeceiras, ao passo que nos troços médios e inferiores se verifica a sua diminuição (Duarte & Moreira, 2009). As espécies ribeirinhas, em particular as que se encontram mais próximas da margem, apresentam características estruturais particularmente resistentes ao atrito das massas de água, como por exemplo sistemas radiculares bem desenvolvidos nos amieiros e ramos flexuosos na borrazeira-branca (Moreira *et al.*, 2002).

O excesso de um determinado tipo de nutrientes pode também condicionar a flora; a salinidade, que se verifica nos troços dos cursos de água próximos da foz, favorece a presença de espécies tolerantes a esta característica (Duarte & Moreira, 2009).

As variações climáticas, edáficas, topográficas e hidrológicas que se verificam ao longo dos perfis transversal e longitudinal dos cursos de água estão na base da ocorrência de diferentes espécies e, conseqüentemente, da diferenciação de vários tipos de comunidades vegetais (Naiman *et al.*, 2005; Duarte & Moreira, 2009).

Ao longo do perfil transversal, a vegetação apresenta uma diversidade estrutural e florística motivada pela variação das características do meio, particularmente do nível freático. Também a morfologia das margens, ao condicionar algumas das características solo, influem na distribuição das comunidades. A distribuição da vegetação ripícola segue geralmente um gradiente de humidade edáfica, que leva à ocorrência de uma estratificação transversal das espécies organizadas em bandas paralelas ao curso de água, como se pode observar na figura 4. A banda em contacto imediato e mais permanente com a água corrente é constituída por espécies com maiores requisitos hídricos, capazes de suportar os efeitos de cheias e de variações de caudal, sendo dominada por arbustos flexíveis e com grande capacidade de regeneração, como os salgueiros arbustivos. Os salgueirais dominados por espécies de porte arbóreo ocupam posições mais afastadas do leito, constituindo, por exemplo, orlas de amieiros. À medida que nos afastamos das margens, a disponibilidade freática determina o tipo de bosque que se instala, surgindo, tipicamente, olmedos, choupais e freixiais (Moreira *et al.*, 2002; Aguiar, 2004; Barreira, 2012).

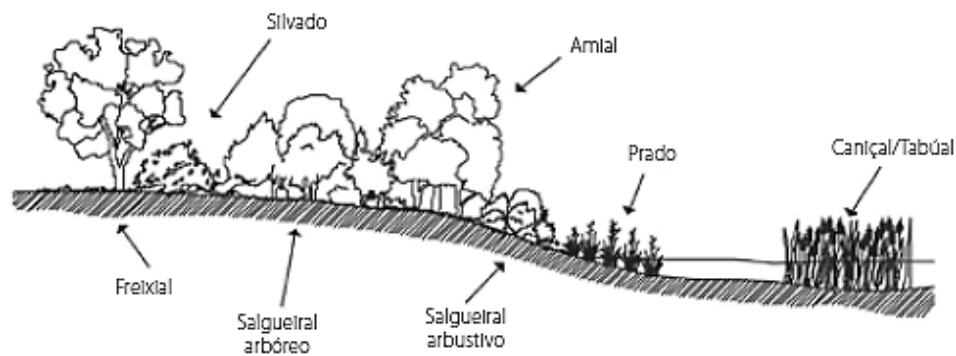


Figura 4. Exemplo de sucessão de comunidades ripícolas mediterrânicas (Duarte & Moreira, 2009).

A diferenciação de comunidades ao longo do perfil longitudinal nos sistemas fluviais é resultado das variações na topografia, no clima, na hidrologia e no solo e formações geológicas subjacentes (Moreira *et al.*, 2002; Aguiar, 2004). Em geral, os troços a montante apresentam leitos encaixados e declivosos e margens geralmente rochosas, aspetos que, aliados às características hidrológicas, ao dificultarem a formação de solos, favorecem a presença de comunidades pouco exuberantes e, muitas vezes, pouco diferenciadas relativamente à vegetação envolvente. Para jusante surgem leitos largos e margens suaves, onde os solos, mais desenvolvidos, permitem uma maior diversidade de habitats e a instalação de comunidades mais amplas, densas e de maior riqueza específica (Duarte & Moreira, 2009). Também a altitude, ao afetar elementos climáticos como a temperatura, é responsável pela diversificação da flora ribeirinha ao longo do perfil longitudinal (Moreira *et al.*, 2002).

1.3. Hidromorfologia

Apesar do interesse no estudo da hidrologia e morfologia fluvial, assim como das relações entre o biota aquático e o seu habitat físico não ser atual (ex.: Poff & Ward, 1990), a hidromorfologia foi apenas recentemente reconhecida como um importante elemento a ser considerado na gestão e restauro de sistemas fluviais (Vaughan *et al.*, 2009; Elozegi *et al.*, 2010). Na Europa, a Diretiva-Quadro da Água, que será discutida em maior pormenor posteriormente, é parcialmente responsável por este renovado interesse, uma vez que inclui a hidromorfologia como um dos elementos a considerar na avaliação do estado ecológico de massas de água (Comissão Europeia, 2000).

A hidromorfologia, também designada hidrogeomorfologia, descreve a hidrologia e geomorfologia fluvial, as suas interações e a sua organização e variabilidade no espaço e no tempo. Elementos chave incluem o regime de escoamento e de sedimentos, as dimensões do canal e da planície aluvial, a topografia e substrato, a continuidade e conectividade (longitudinal, lateral, vertical e temporal), os processos hidrológicos e geomorfológicos, bem como o arranjo espaço-temporal dos componentes hidromorfológicos (Vaughan *et al.*, 2009). Segundo Orr *et al.* (2008), a hidromorfologia representa o habitat físico de um rio, que resulta da morfologia do canal e dos tipos de fluxo de água aí existentes, que por sua vez resultam do regime hidrológico do sistema fluvial em questão, do tipo e proporção relativa de substratos geológicos do leito, e dos padrões de erosão e sedimentação de materiais que a eles estão associados (Ferreira *et al.*, 2001).

Diversos autores (ex.: Maddock, 1999; Newson & Newson, 2000; Brierley & Fryirs, 2005; Garófano-Gómez, 2013) salientam a importância de considerar o habitat físico na determinação da condição ecológica de um ecossistema fluvial, pois as suas características apresentam uma grande influência na estrutura e composição de comunidades bióticas, bem como no funcionamento dos ecossistemas (Norris & Thoms, 1999; Barquín & Martínez-Capel, 2011; Garófano-Gómez *et al.*, 2011). Para Elozegi & Sabater (2013), a biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas fluviais dependem da conservação dos habitats aquáticos e da preservação dos regimes de escoamento naturais.

Portanto, como a diversidade biótica e o funcionamento dos ecossistemas fluviais estão relacionados com a complexidade e diversidade dos habitats naturais que existem num rio e na bacia de drenagem envolvente (Ferreira *et al.*, 2001; Allan & Castillo, 2007; Newson *et al.*, 2012), a recuperação do habitat físico é uma das principais intervenções realizadas em projetos de restauro fluvial (Arizpe *et al.*, 2009; Palmer *et al.*, 2010; González del Tánago *et al.*, 2012).

Dependendo do tipo de rio, a hidromorfologia é expressa por um vasto conjunto de elementos morfológicos e características hidrodinâmicas. Assim, optou-se por uma abordagem sucinta sobre a importância da integridade hidromorfológica na biodiversidade e no funcionamento dos ecossistemas fluviais, em vez de listar e caracterizar detalhadamente todos os elementos constituintes da hidrologia e da geomorfologia fluvial. Para tal, na tabela 2 são dados alguns exemplos ecologicamente relevantes, que ilustram três atributos chave dos ecossistemas fluviais - a complexidade, a conectividade e o dinamismo (Brierley & Fryirs, 2005; Elozegi *et al.*, 2010).

Tabela 2. Atributos hidromorfológicos com particular importância para a ecologia fluvial, escalas às quais são relevantes, exemplos de variáveis afetadas e significância ecológica. Adaptado de Elosegi *et al.* (2010).

Atributo	Escala	Características relacionadas	Importância para a biodiversidade	Importância para o funcionamento
Complexidade	Microhabitat	Tamanho, organização e grau de consolidação dos sedimentos; detritos lenhosos; matéria orgânica particulada	Diversidade funcional de habitats; refúgio; disponibilidade de alimento; zonas de reprodução	Ligação diversidade/ função; retenção hidráulica, de nutrientes e de matéria orgânica; gradientes redox, metabolismo
	Troço fluvial	Declive e morfologia planimétrica do canal; sequências <i>riffle/pools</i>	Diversidade do macrohabitat	Zonas funcionais; metabolismo
	Bacia Hidrográfica	Tipologia do canal ao longo da rede de drenagem;	Biodiversidade regional	Estabelecimento de plântulas; trocas de nutrientes e matéria orgânica
Conectividade	Longitudinal	Continuidade	Mobilidade em larga escala; dinâmica de metapopulações; resiliência; persistência da comunidade	Efeito barreira; transporte de sedimentos; estrutura populacional
	Lateral	Forma planimétrica do canal; conectividade hidráulica; cheias	Refúgio (cheias); reprodução nas planícies aluviais; interação entre organismos terrestres e aquáticos	Retenção de sedimentos e de matéria orgânica; melhora a conectividade vertical
	Vertical	Variabilidade do declive do canal; zona hiporreica	Refúgio (cheias, secas); ciclos de vida; <i>hotspots</i> de biodiversidade	Ligação diversidade/ função; retenção de nutrientes; metabolismo fluvial
Dinamismo	Horas/dias	Escoamento superficial; cheias; secas	Perturbação; oportunidades para colonizadores; evita a exclusão competitiva	Reinicia a sucessão
	Meses/anos	Regime hidrológico; balanço sedimentar; migração do canal	Regime de perturbação molda ciclos de vida; habitat, refúgio	Conectividade entre o rio e a planície aluvial
	Séculos	Formação de ilhas; ajuste planimétrico através de interação biogeográfica	Habitats chave; importante para a evolução, habitat, refúgio	Mosaicos hidrogeomórficos

1.4. Promotores de alterações dos ecossistemas fluviais

Os ecossistemas fluviais fornecem múltiplos serviços de ecossistema que contribuem para o bem-estar humano (Baron *et al.*, 2002). Segundo o *Millennium Ecosystem Assessment* (2005), os serviços dos ecossistemas constituem os benefícios diretos e indiretos que as pessoas conseguem obter através dos ecossistemas. Estes incluem serviços de produção, regulação e culturais, que afetam diretamente os indivíduos, e serviços de suporte necessários para manter os restantes serviços.

Reconhece-se atualmente que ecossistemas fluviais funcionalmente intactos e biologicamente complexos suportam um conjunto de serviços e fornecem um amplo conjunto de benefícios económicos e sociais (Baron *et al.*, 2002; Gilvear *et al.*, 2013). Entre os principais serviços prestados contam-se a irrigação, o abastecimento de água às populações, o suporte das atividades piscatórias, o fornecimento de energia de carácter renovável, as atividades de turismo e de lazer, o transporte de pessoas e bens, o fornecimento de habitat para fauna e flora, purificação da água, entre outros (MEA, 2005; Allan & Castillo, 2007; Pereira *et al.*, 2009; Bangash *et al.*, 2013). Não obstante, as zonas húmidas, onde se incluem os cursos de água, são um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta, apresentando uma taxa de degradação e de perda superior à de qualquer outro (Tockner & Stanford, 2002; MEA, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006; Elosegí & Sabater, 2013).

Os principais promotores indiretos de alterações dos sistemas fluviais são o crescimento populacional e económico, ao passo que os principais promotores diretos incluem o desenvolvimento de infraestruturas (ex.: barragens, diques e transvases), alterações no uso do solo, eutrofização e poluição, sobre-exploração e espécies invasoras. As alterações climáticas agravam as demais pressões de origem humana ao nível dos recursos hídricos, exacerbando a sua perda e degradação (MEA, 2005).

Como já foi referido, os ecossistemas fluviais encontram-se hierarquizados no espaço e no tempo, sendo esta hierarquia determinante da magnitude e sensibilidade às alterações resultantes de atividades humanas, elas próprias igualmente hierarquizadas na atuação e extensão das suas causas. As alterações dos ecossistemas apresentam efeitos de diferente magnitude e atuantes a diferentes escalas espaciais; são cumulativas, multiescalares e multivariadas, sendo difícil distinguir de forma linear causas e efeitos (Allan *et al.*, 1997; Allan & Castillo, 2007; Pereira *et al.*, 2009).

1.4.1. Regularização de caudais

Alterações massivas a nível hidrológico – de forma a garantir água e energia para usos agrícolas, industriais e domésticos, ou para proteção contra cheias – alteraram as características dos ecossistemas fluviais espalhados pelo mundo (Nilsson & Breggren, 2000; Arizpe *et al.*, 2009). Uma proporção estimada de dois terços de toda a água-doce que corre para os oceanos é regularizada por cerca de 45000 grandes barragens, com mais de 15m de altura, 800000 barragens ligeiramente mais pequenas e literalmente milhões de outros obstáculos. Adicionalmente, grandes troços de muitos rios são ainda mais constrangidos por diques artificiais (Mooney *et al.*, 2009; Arthington *et al.*, 2010).

As reações dos ecossistemas à regularização de caudais dependem do tipo de intervenção e das características geológicas e climáticas do local. As barragens provocam alterações no fluxo de nutrientes e migrações de organismos, os diques e as ações de estabilização artificial de taludes criam barreiras entre os cursos de água e as zonas baixas inundáveis, os transvases podem reduzir ou aumentar os caudais dos rios, modificando dessa forma os regimes hídricos naturais dos mesmos (Naiman *et al.*, 2005; Arizpe *et al.*, 2009).

A regularização de caudais afeta a integridade das zonas ripícolas ao diminuir a altura da toalha freática, reduzir o fluxo lateral de água e materiais, acelerar e modificar os processos de sucessão vegetal e impedindo a formação de novos habitats. Fundamentalmente, estas áreas sofrem um processo de “terrestrialização” que compromete a sua vitalidade ecológica natural. Criam-se assim as condições para a substituição progressiva das espécies pioneiras existentes por espécies típicas de outros locais, menos produtivas, que invadem a planície de aluvião devido à melhoria artificial das condições de estabilidade ambiental (Naiman *et al.*, 2005). Adicionalmente, a regularização de caudais favorece a invasão de zonas ripícolas por espécies exóticas (Nilsson & Breggren, 2000; Garófano-Gómez, 2013; Greene, 2013).

1.4.2. Alterações no uso do solo

Os ecossistemas fluviais formam unidades indissociáveis e interdependentes com as respetivas bacias hidrográficas (Ferreira *et al.*, 2001), sendo diretamente afetados pelas alterações no uso do solo, principalmente pela intensificação agrícola e pelo desenvolvimento urbano (Malmqvist & Rundle, 2002). Diversos estudos documentam o declínio da qualidade da água, do habitat e das comunidades biológicas à medida que,

numa bacia hidrográfica, aumenta a área afeta à agricultura e à urbanização (Allan, 2004; Herringshaw, 2009).

Os usos do solo referidos encontram-se associados a diversas perturbações nos ecossistemas fluviais, sendo as mais relevantes a fragmentação e destruição do corredor ripícola, o aumento da poluição (fertilizantes, herbicidas, pesticidas, metais pesados, hidrocarbonetos, etc.), a canalização de linhas de água e a impermeabilização do solo (Carvalho, 2008). A destruição da vegetação ripícola tem consequências a vários níveis, verificando-se o aumento da temperatura da água, a diminuição da estabilidade das margens e da retenção de sedimentos e nutrientes. Elevadas concentrações de nutrientes são responsáveis pela eutrofização dos cursos de água, que por sua vez origina depleção de oxigénio e alterações de pH. Outros poluentes afetam severamente a qualidade da água e as comunidades biológicas. Intervenções de canalização e de reforço artificial das margens causam alterações no regime hidrológico e nos perfis transversais e longitudinais. A impermeabilização dos solos diminui a infiltração, elevando assim o volume de escoamentos superficiais e a velocidade da água. Estas alterações hidrológicas causam o aumento da erosão do canal e das margens, bem como a frequência e a magnitude de cheias (Allan, 2004; Allan & Castillo, 2007; Herringshaw, 2009).

Adicionalmente, nos ecossistemas fluviais a presença de espécies vegetais invasoras tem sido relacionada com perturbações antropogénicas (Hood & Naiman, 2000; Aguiar *et al.*, 2001; Tockner & Stanford, 2002; Aguiar *et al.*, 2006; Richardson *et al.*, 2007). Segundo Aguiar *et al.* (2007), a riqueza e cobertura de espécies invasoras está positivamente relacionada com o uso do solo na planície aluvial, nomeadamente com a agricultura intensiva, fragmentação da vegetação ripícola e urbanização.

1.4.3. Alterações dos ecossistemas fluviais em Portugal

No que respeita à realidade portuguesa, a maioria dos sistemas fluviais encontra-se afetado pela regularização de caudais, por alterações dos perfis transversais e longitudinais, bem como pela alteração ou destruição das zonas ripícolas. Verifica-se uma perturbação da estrutura dos leitos e margens, em resultado de atividades humanas tão diversas como o lazer, turismo e a utilização das zonas adjacentes para a agricultura, floresta de produção e criação de gado (INAG, 2002; Pereira *et al.*, 2009).

Em Portugal existem cerca de 130 espécies exóticas vegetais associadas a sistemas dulçaquícolas e com carácter subespontâneo, nove das quais são

consideradas invasoras. As espécies exóticas estão presentes em muitos corredores fluviais portugueses, mesmo em segmentos considerados não perturbados (Pereira *et al.*, 2009). As principais espécies invasoras em meios aquáticos portugueses incluem espécies aquáticas (ex.: *Eichhornia crassipes*, *Azolla filiculoides*), emergentes (ex.: *Arundo donax*), e ribeirinhas (ex.: *Acacia dealbata*). A maior parte das infestações concentram-se em zonas intensamente agricultadas, nomeadamente nos vales dos cursos fluviais médios e finais (INAG, 2002; Moreira *et al.*, 2002; Fernandes *et al.*, 2013).

1.4.4. Tendências e oportunidades legais e administrativas

Há uma tendência crescente na conflitualidade entre o uso dos recursos hídricos e a manutenção da integridade de espécies e ecossistemas. As assimetrias nas disponibilidades hídricas, que poderão ser potenciadas pelas mudanças climáticas, associadas à crescente procura dos serviços da água, conduzirão a maiores conflitos na interface do uso e da proteção ambiental, sobretudo em zonas onde se detetaram habitats ou populações de espécies em risco. Assim, um modelo eficiente de gestão integrada, que procure a otimização dos recursos hídricos e que respeite a sua conservação no quadro das bacias hidrográficas, é essencial para a proteção dos ecossistemas e para a valorização dos recursos hídricos (Pereira *et al.*, 2009).

1.5. Diretiva-Quadro da Água

A visão antropocêntrica e utilitária da qualidade da água, medida apenas em termos físico-químicos e microbiológicos, e com uma separação dos aspetos quantitativo e qualitativo, deu lugar a uma visão holística, baseada na manutenção dos processos e funções, assim como na integridade dos ecossistemas fluviais. Na Europa, a Diretiva-Quadro da Água¹ (DQA) alicerçou legalmente esta nova visão de qualidade dos ecossistemas, alterando fundamentalmente a gestão dos recursos hídricos em todos os Estados-Membros (Comissão Europeia, 2000; Arizpe *et al.*, 2009; Petersen *et al.*, 2009; Hering *et al.*, 2010).

Desta forma, a DQA é o principal instrumento da Política da União Europeia relativa à água, estabelecendo um quadro de ação comunitária para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas

¹ Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000.

subterrâneas, com o objetivo de alcançar o Bom Estado das massas de água em 2015 (Comissão Europeia, 2000; Petersen *et al.*, 2009; INAG, 2012a).

Esta Diretiva apresenta diversos elementos inovadores ao nível da gestão dos recursos hídricos, nomeadamente a abordagem integrada de proteção das águas de superfície e subterrâneas, a avaliação da qualidade das águas através de uma abordagem ecológica, o planeamento integrado a nível da bacia hidrográfica, a estratégia específica para a eliminação da poluição causada por substâncias perigosas, assim como a aplicação integrada das outras normas comunitárias relativas à proteção das águas (INAG, 2006).

1.5.1. Quadro Legal

A Diretiva-Quadro da Água foi transposta para a ordem jurídica nacional através da Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro (Lei da Água), complementada pelos Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de março, Decreto-Lei n.º 226-A/2007, de 31 de maio, que regulamenta o regime da utilização dos recursos hídricos, e pelo Decreto-Lei n.º 97/2008, de 11 de Junho, que estabelece o respetivo regime económico e financeiro (ARH-N, 2011a). Este conjunto de diplomas teve por objetivo primordial estabelecer o quadro de referência da gestão dos recursos hídricos nacionais e assegurar a proteção dos ecossistemas aquáticos, assim como dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas deles dependentes, no que respeita às suas necessidades em água (Irvine, 2004; Pereira *et al.*, 2009). Outros objetivos importantes de mencionar são a promoção de um consumo de água sustentável, baseado numa proteção a longo-prazo dos recursos hídricos disponíveis, bem como a contribuição para mitigar os efeitos das inundações e secas (Comissão Europeia, 2000; Logan & Furse, 2002).

1.5.2. Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica

Em Portugal, a Lei da Água introduz um modelo institucional de planeamento e gestão por bacias hidrográficas conexas - Regiões Hidrográficas - como indicado pela Diretiva. Este modelo baseia-se em Administrações de Região Hidrográfica (ARH), atualmente extintas e integradas na Agência Portuguesa do Ambiente. Não obstante, estas Administrações materializaram um novo conceito de planeamento, onde se inclui a gestão integrada das bacias hidrográficas e uma participação mais ativa dos atores locais no planeamento e gestão. Procura-se fazer face às assimetrias do território e às intra-especificidades dos recursos hídricos, com o propósito de conciliar as diversas

tendências e conflitos do uso da água e dos ecossistemas associados (Arizpe *et al.*, 2009; Pereira *et al.*, 2009; Petersen *et al.*, 2009; Hering *et al.*, 2010).

Neste novo sistema de planeamento da água, destacam-se os Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH), integrados num Plano de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), concebidos para estabelecer uma abordagem integrada à gestão de bacias (Irvine, 2004). Estes planos incorporam as novas perspetivas ambientais da Diretiva-Quadro da Água, mas vão mais além, assegurando o cumprimento da Lei da Água em todos os domínios nela consagrados (ARH-N, 2011a). Um dos aspetos essenciais deste tipo de planeamento reside na elaboração de programas de medidas básicas ou suplementares para se atingir o bom estado das águas em 2015 ou, em alternativa, a possibilidade de serem estabelecidos objetivos menos ambiciosos ou a necessidade de derrogações, a justificar por metodologias de análise custo-eficácia e custo-benefício (Logan & Furse, 2002; Pereira *et al.*, 2009; Ferreira *et al.*, 2011).

1.5.3. Classificação do Estado Ecológico

A alínea a) do Artigo 4º da DQA prevê que os Estados-Membros protegerão, melhorarão e recuperarão todas as massas de águas de superfície, com o objetivo ambiental de alcançar um Bom Estado em 2015, exceto para as massas de água artificiais e fortemente modificadas (INAG, 2012a). Os Estados-Membros têm, desta forma, a obrigação de classificar o Estado das massas de água, sendo que para alcançar o objetivo do Bom Estado a Diretiva requer que as massas de água de superfície atinjam pelo menos o Bom Estado Ecológico e o Bom Estado Químico (Comissão Europeia, 2000; Raven *et al.*, 2002; Ferreira *et al.*, 2011). O processo de classificação permitirá indexar a cada massa de água uma classe de Estado, identificando as que se encontram em risco de não atingir os objetivos ambientais definidos na DQA, direcionando assim as ações de proteção e melhoria das águas superficiais e analisando a sua eficácia (INAG, 2009).

A Diretiva introduz, neste contexto, o conceito de estado ecológico, o qual passa a assumir um papel essencial na avaliação do estado das massas de água e nos objetivos ambientais estabelecidos (Pereira *et al.*, 2009). O Estado Ecológico traduz a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície, expresso com base no desvio relativamente às condições de uma massa de água semelhante, ou seja, do mesmo tipo, em condições consideradas de referência. O Estado Ecológico de referência corresponde à ausência de pressões antropogénicas

significativas, ocorrendo apenas pequenas alterações físico-químicas, hidromorfológicas e biológicas (Alves *et al.*, 2002; INAG, 2009).

De acordo com o item 1.4.2. do anexo V da DQA, o Estado Ecológico é expresso numa das seguintes classes: Excelente, Bom, Razoável, Medíocre e Mau; para efeitos de comunicação gráfica, a estas classes correspondem respetivamente as cores azul, verde, amarelo, laranja, e vermelho (Comissão Europeia, 2000; INAG, 2009).

Na avaliação do estado ecológico o termo “elementos de qualidade” é aplicado para referir os diferentes indicadores de qualidade ecológica, nomeadamente: elementos de qualidade biológica, elementos químicos e físico-químicos de suporte dos elementos biológicos, e elementos hidromorfológicos de suporte dos elementos biológicos, estes últimos abordados em maior pormenor (INAG, 2009; INAG, 2012a).

1.5.4. Elementos Hidromorfológicos

A DQA introduziu, pela primeira vez na Europa, o uso de elementos de qualidade hidromorfológica para avaliar o estado ecológico de massas de água, utilizados na definição da fronteira entre o Estado Excelente e Bom Estado Ecológico. Este reconhecimento normativo sem precedentes da influência das características físicas do habitat fluvial na estrutura dos sistemas bióticos salienta a sua importância (Raven *et al.*, 2002; Boon *et al.*, 2010; Ferreira *et al.*, 2011; Tánago & Jalón, 2011).

A Diretiva define os elementos hidromorfológicos como um dos sustentáculos dos programas de monitorização e de sistemas de classificação do estado ecológico das massas de água rios e, consequentemente, dos objetivos ambientais e programas de medidas subsequentes. De acordo com o Anexo V da DQA, são considerados três atributos para estes elementos: regime hidrológico, continuidade do rio e condições morfológicas (INAG, 2012b). Na tabela 3 encontram-se discriminados os componentes que integram cada elemento hidromorfológico e que são alvo de monitorização.

Tabela 3. Elementos e componentes de qualidade hidromorfológica para a classificação do estado ecológico no âmbito da DQA. Adaptado de Ferreira *et al.* (2011).

Elementos Hidromorfológicos	Componentes
Regime Hidrológico	Caudais e condições de escoamento Ligação a massas de água subterrâneas
Continuidade do Rio	
Condições Morfológicas	Variação da profundidade e largura do rio Estrutura e substrato do leito do rio Estrutura da zona ripícola

Principalmente como consequência das exigências impostas pela Diretiva-Quadro da Água, existe um grande interesse no desenvolvimento de métodos fáceis e expeditos, não só para caracterizar e avaliar o estado ecológico de habitats fluviais e de áreas ripícolas, mas também para diagnosticar os principais problemas e elaborar estratégias de restauro/reabilitação (Raven *et al.*, 2002; Tánago e Jalón, 2006; Ferreira *et al.*, 2011; Tánago & Jalón, 2011; Birk *et al.*, 2012).

1.6. Metodologias de caracterização e avaliação da qualidade ecológica de sistemas fluviais

A degradação continuada dos ecossistemas fluviais levantou a necessidade de avaliar a sua biodiversidade e integridade ecológica. Como tal, a proteção dos rios e das suas áreas ripícolas depende de uma gestão eficaz, que por sua vez necessita de informações precisas e concisas sobre a condição destes sistemas. Para além disso, é provável que as questões relativas aos recursos aquáticos e ripícolas se tornem mais complexas no futuro, necessitando de esforços de avaliação e gestão à escala apropriada (Verdonschot, 2000; Arizpe *et al.*, 2009).

Ao longo das últimas três décadas têm surgido e evoluído diversas metodologias de campo expeditas para caracterizar e avaliar a qualidade ecológica de ecossistemas fluviais a diversas escalas espaciais, úteis quer para determinações únicas, quer para determinações repetidas, no âmbito de uma monitorização. Estes métodos foram desenvolvidos principalmente como um mecanismo pouco dispendioso e fácil de usar,

onde muitas vezes com uma atribuição de recursos mínima podem providenciar instantâneos das condições ambientais (Barbour *et al.*, 1999; Bjorkland *et al.*, 2001; Arizpe *et al.*, 2009; Fernández *et al.*, 2011).

A análise através de métodos de campo expeditos das condições ripícolas e do habitat fluvial pode fornecer informações relevantes, de forma a auxiliar a prioritarizar quais os troços ribeirinhos que necessitam de uma gestão específica, de proteção ou de ações de restauro. Adicionalmente providenciam informações e generalizações básicas que são mais facilmente compreendidas pelos gestores de recursos, decisores e pelo público em geral (Bjorkland *et al.*, 2001; Arizpe *et al.*, 2009).

Ainda que atualmente seja comum a utilização de deteção remota (ex.: Goetz, 2006) e dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (ex.: Meixler & Bain, 2010) para a caracterização geral de um corredor fluvial de interesse, a obtenção de informação através de visitas ao local é muito importante, pois são obtidos dados ambientais que não podem ser determinados somente a partir dessas ferramentas (Arizpe *et al.*, 2009).

Os protocolos expeditos para análise de habitats fluviais e zonas ripícolas diferem principalmente em relação a três aspetos. Em primeiro lugar, foram concebidos para diversos fins e, como tal, diferem normalmente na escala espacial abrangida e nos atributos que contemplam. Diferem também no tempo despendido, uma vez que muitos destes métodos têm sido desenvolvidos no sentido de realizar estudos rápidos no campo, sendo substancialmente menor o tempo requerido para a sua aplicação. Por último, é possível distinguir dois tipos de métodos: os que medem características e os que as avaliam. Os primeiros são desenvolvidos para o registo de informações sobre presença, extensão e distribuição de um conjunto de características estruturais e hidráulicas. As metodologias para avaliação, abordadas em maior pormenor seguidamente, fornecem, com base em informações qualitativas ou semi-quantitativas, um índice ou outro tipo de classificação acerca da condição ecológica do habitat ou de um conjunto de atributos (Fernández *et al.*, 2011). Com base nos princípios ecológicos do comportamento fluvial, estes métodos avaliam o desvio das condições atuais daquelas correspondentes ao estado “natural” ou de referência e estabelecem um sistema de pontuação que compara as diferenças existentes (Tánago & Jalón, 2011).

1.6.1. Métodos de avaliação visual expedita

Os métodos expeditos de avaliação diferem entre si pela ênfase que dão ao domínio geográfico e características de interesse. A maioria dos métodos existentes foram

desenvolvidos para serem aplicados numa área geográfica específica ou num tipo particular de rio, sendo que o seu uso noutras condições requer adaptações que incluam atributos locais ou específicos do tipo de rio (Arizpe *et al.*, 2009; Fernández *et al.*, 2011). Quanto às características de interesse, alguns protocolos centram-se apenas na vegetação ripícola – como por exemplo o *Riparian Quality Index* (RQI; Tánago & Jalón, 2011) e o índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR; Munné *et al.*, 2003) – ou no habitat fluvial – como o Índice de Habitat Fluvial (IHF; Pardo *et al.*, 2002). Outros métodos avaliam simultaneamente características ripícolas e do rio, de modo a fornecer um sumário geral da qualidade ecológica do corredor ribeirinho – protocolo HIDRI (ACA, 2006), por exemplo. Todos estes procedimentos envolvem a recolha de dados do local de amostragem, durante o qual são realizadas estimativas visuais e medições ao longo de um troço pré-selecionado do corredor ribeirinho. O local de amostragem é normalmente um transecto longitudinal e pode variar entre os 50 e os 500m de extensão. A maioria das avaliações de campo pode ser realizada demorando entre 20 a 50 minutos por local (Arizpe *et al.*, 2009).

Frequentemente as avaliações visuais envolvem estimativas subjetivas ou semi-quantitativas em vez de medições precisas, estando dependentes da formação indivíduos que as aplicam (Ward *et al.*, 2003). De facto, podem ter menos precisão ou podem sacrificar a obtenção de informação ecológica pormenorizada, relativamente a outros procedimentos de medição mais detalhados (Fernández *et al.*, 2011); ainda assim, são normalmente mais eficientes para detetar condições ou tendências numa área geográfica mais alargada do que outras abordagens de estudo mais pormenorizadas. As avaliações expeditas providenciam algumas das ferramentas mais importantes para monitorizar habitats fluviais e zonas ripícolas, uma vez que podem ser aplicadas numa grande quantidade de ambientes diferentes, são estandardizadas, estruturalmente simples e são conservadoras ao nível da exigência de recursos (Munné *et al.*, 2003; Arizpe *et al.*, 2009).

1.6.2. Caracterização e avaliação da qualidade fluvial em Portugal

Historicamente, a caracterização fluvial em Portugal é baseada em conceitos de engenharia hidráulica relacionados com a melhoria da capacidade de gestão dos recursos hídricos para fins humanos – fornecimento de água potável, irrigação, geração de energia hidroelétrica e prevenção de cheias. Os primeiros esforços no sentido de descrever as modificações nos habitats fluvial e ripícola em contexto nacional tiveram lugar no início da década de 90, em conjunto com projetos de investigação em

limnologia e ecologia aquática (ex.: Cortes, 1989; Ferreira, 1992). Estes estudos iniciais combinavam diferentes descritores ambientais relevantes para estabelecer relações entre o biota aquático e modificações geomorfológicas/hidromorfológicas, servindo posteriormente de base para o desenvolvimento de sistemas de classificação (Ferreira *et al.*, 2011).

Foram criadas em Portugal diversas metodologias para a caracterização e avaliação fluvial e ribeirinha, como por exemplo o *Iberian Multimetric Plant Index* (IMPI), o Grau de Qualidade do Canal (GQC) e o *Habitat Condition Index* (HCI). Desenvolvido por Ferreira *et al.* (2002), o IMPI consiste numa metodologia baseada em grupos funcionais de plantas, que refletem os processos e funções do ecossistema, com o objetivo de avaliar a integridade biótica de rios Ibéricos. O Grau de Qualidade do Canal (Cortes *et al.*, 1999) foi concebido para avaliar a qualidade do habitat físico do canal fluvial. Oliveira e Cortes (2005) desenvolveram o HCI, um índice para avaliar habitats fluviais no norte de Portugal, a diversas escalas e níveis de perturbação, combinando descritores físicos e parâmetros de qualidade da água.

No âmbito dos trabalhos de implementação da DQA em Portugal, um dos objetivos propostos era desenvolver ou adotar e adaptar métodos de caracterização da hidromorfologia fluvial. Existiam alguns métodos disponíveis, entre os quais se encontrava o *River Habitat Survey* (RHS), que tinha vindo a ser utilizado em contexto nacional em estudos de impacte ambiental, em projetos de restauro fluvial e em projetos de investigação. O RHS era também amplamente aplicado no Reino Unido, onde foi desenvolvido, assim como noutros países do sul da Europa. Foi igualmente utilizado no projeto STAR (com o objetivo de analisar e harmonizar métodos de avaliação da qualidade ecológica existentes a nível europeu) envolvendo diversos países Europeus, nomeadamente Portugal (INAG, 2012c).

O então Instituto da Água, I.P. (INAG), atualmente integrado na Agência Portuguesa do Ambiente, decidiu adotar o RHS como a metodologia oficial para a caracterização e monitorização do estado ecológico das massas de água da categoria rios no que se refere aos elementos de qualidade hidromorfológica, considerando: i) a experiência de aplicação do RHS em Portugal; ii) a relativa simplicidade de aplicação do método, bem como a existência de alguns mecanismos de controlo de qualidade; iii) a ampla aplicação do RHS em vários países Europeus; iv) que o RHS foi um dos métodos que serviu de base ao desenvolvimento de duas normas CEN (Comité Europeu de Normalização) relativas à hidromorfologia fluvial; v) os resultados dos trabalhos de implementação da DQA em Portugal revelarem uma boa capacidade do método para

inventariar o habitat fluvial e para avaliar a qualidade hidromorfológica em Portugal e que vi) que o método dava resposta a diversos requisitos da DQA (Ferreira *et al.*, 2011; INAG, 2012c).

No entanto, a experiência de aplicação do RHS em Portugal revelou algumas lacunas em termos da sua adequabilidade para inventariar e caracterizar alguns dos atributos encontrados nos rios nacionais, particularmente nos rios de características Mediterrânicas, bem como na adequabilidade dos seus índices derivados para avaliar corretamente a qualidade hidromorfológica. Torna-se assim claro que é fundamental proceder a diversas adaptações de forma a colmatar as lacunas do método (INAG, 2012c), tendo sido realizados alguns esforços nesse sentido (Raven *et al.*, 2009; Ferreira *et al.*, 2011). Acresce que, apesar do RHS dar resposta a muitos dos requisitos legais constantes na DQA, este método não permite avaliar todas as componentes da hidromorfologia fluvial (INAG, 2012c). De facto, não existe nenhum método que seja capaz de fornecer respostas para todos os componentes requeridos dos elementos de qualidade hidromorfológica. É assim necessária uma abordagem integrada, onde se utilize uma combinação de métodos de modo a satisfazer os requisitos legais (Barquín *et al.*, 2011; Fernández *et al.*, 2011; Ferreira *et al.*, 2011).

2. OBJETIVOS

No quadro das temáticas abordadas anteriormente, o presente trabalho propõe avaliar a qualidade ecológica de zonas ripícolas e de habitats fluviais no rio Paiva, de modo a identificar locais de elevado interesse de conservação e de proteção, bem como locais prioritários de intervenção ao nível do restauro/reabilitação fluvial, no âmbito do cumprimento da Diretiva-Quadro da Água.

Especificamente, pretendeu-se:

- Analisar a relação entre a qualidade do ripário e a qualidade do habitat fluvial;
- Avaliar o enviesamento das observações para cada método utilizado;
- Analisar a influência da sazonalidade na avaliação dos habitats ripícolas e fluviais;
- Efetuar uma comparação entre os métodos para avaliar a qualidade do habitat fluvial, assim com uma comparação entre os métodos para avaliar a qualidade da zona ripícola;
- Analisar a possibilidade de integração dos diversos métodos aplicados para avaliar a qualidade dos elementos hidromorfológicos em rios portugueses;
- Contribuir para o aumento do conhecimento sobre o grau de conservação do rio Paiva e do seu vale.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A área de estudo – o rio Paiva – está incluída em território da Rede Natura 2000, mais concretamente no Sítio de Interesse Comunitário Rio Paiva (código PTCON0059), ao abrigo da Diretiva Habitats², publicado em Resolução do Conselho de Ministros n.º 76/2000 de 5 de julho (CCDRC, 2002; ICNF, 2006b).

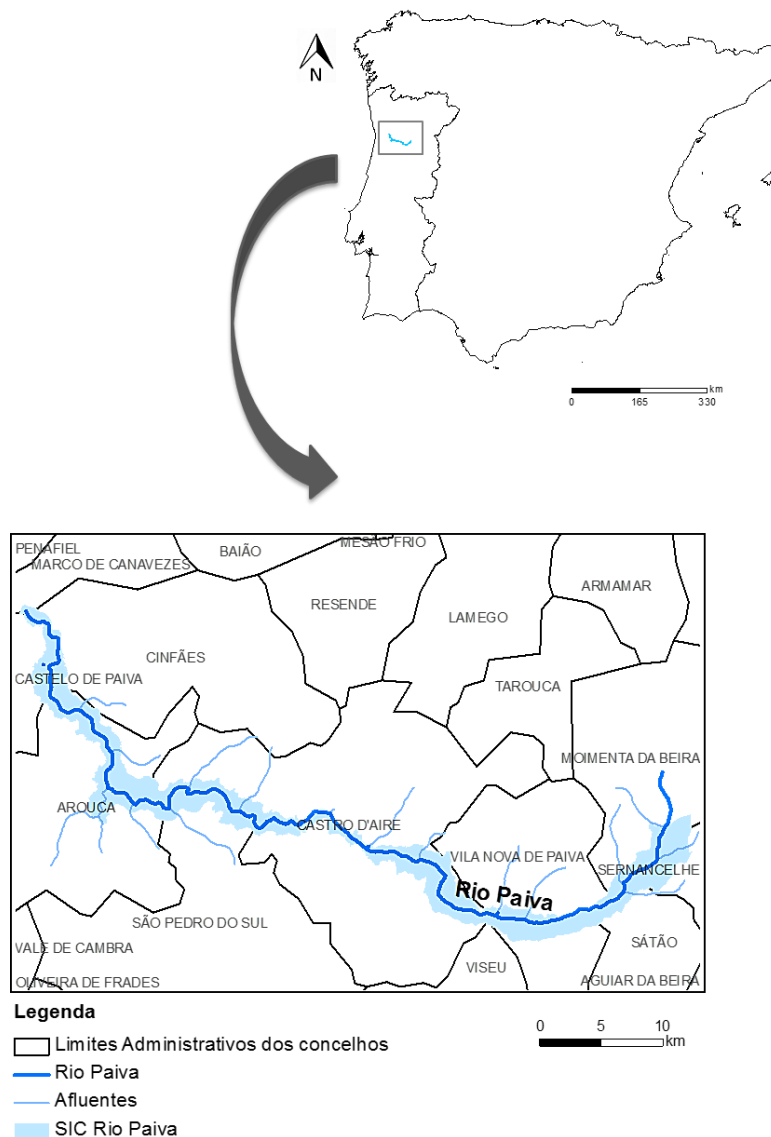


Figura 5. Área de estudo – rio Paiva – e a sua localização em Portugal. Fontes: CNIG (2013), CAOP (2012), ICNF (2012), SNIamb (2012).

² Diretiva 92/43/CEE, transposta para a ordem jurídica nacional pelo Decreto-Lei n.º 140/99, de 24 de abril, com a redação que lhe é dada pelo Decreto-Lei n.º 49/2005, de 24 de fevereiro.

O Sítio rio Paiva apresenta uma área aproximada de 14 562ha e assume um formato linear, sendo a estrutura dominante o rio Paiva, como se pode observar na figura 5. Enquadra-se administrativamente nas NUT II do Norte e do Centro de Portugal e nas NUT III do Douro, Tâmega, Entre Douro e Vouga e Dão-Lafões (CCDRC, 2002; ICNF, 2006b; Rodrigues *et al.*, 2006), encontrando-se sensivelmente delimitado entre as latitudes 41°4'13,79"N e 40°55'1,84"N e as longitudes 8°15'40,07"O e 7°37'4,99"O.

3.1.1. Hidrografia

O rio Paiva, um curso de água de média dimensão, nasce no planalto da Nave, na Serra de Leomil, no concelho de Moimenta da Beira, a cerca de 1000m de altitude. Desagua em Castelo de Paiva, na margem esquerda do rio Douro, depois de percorrer cerca de 110km (ARH-N, 2011a).

Situado a Norte de Portugal e na região biogeográfica Mediterrânica (CCDRC, 2002; ICNF, 2006b), o Paiva é um dos rios menos alterados pela ação humana, mantendo grande parte do seu caráter natural (Novais *et al.*, 2010). Ao longo do seu percurso atravessa nove concelhos: Moimenta da Beira, Sernancelhe, Sátão, Vila Nova de Paiva, Castro Daire, São Pedro do Sul, Arouca, Cinfães e Castelo de Paiva (ARH-N, 2011a). Apresenta diversos afluentes, nomeadamente a ribeira da Lapa e os rios Côvo ou Touro, Mau, Paivó, Videeiro, Sonso, Tenente, Pombeiro, Teixeira, Cabril e Ardena, que desaguam na margem direita. Na margem esquerda o número de afluentes é menor, salientando-se os rios Paivô e Frades, e as ribeiras de Segões e de Deilão (Oliveira *et al.*, 1999; Moreira, 2012; SNIamb, 2012).

O rio Paiva pertence à Região Hidrográfica do Douro (RH3), sendo a linha de água principal da sub-bacia do Paiva, que apresenta cerca de 795km². Esta sub-bacia abrange 3 dos 15 tipos de rios definidos para Portugal Continental, nomeadamente os Rios Montanhosos do Norte (M), os Rios do Norte de Pequena Dimensão ($N1 \leq 100$) e os Rios do Norte de Média-Grande Dimensão ($N1 > 100$) (INAG, 2008; ARH-N, 2011a; Moreira, 2012). Na sub-bacia do Paiva existem alguns aproveitamentos hidroelétricos pequenos, correntemente denominados como mini-hídricas. No rio Paiva contabilizam-se duas, a de Fráguas, no concelho de Vila Nova de Paiva, e a do Vale Soeiro, no concelho de Castro Daire (ARH-N, 2011b).

3.1.2. Geologia e Geomorfologia

O Sítio de Interesse Comunitário rio Paiva está integrado no setor ocidental do Maciço Hispérico, onde predominam os materiais pré-câmbricos e paleozóicos deformados pela Orogenia Hercínica. A área de estudo localiza-se mais especificamente na Zona Centro-Ibérica, uma das unidades que constituem o Maciço Hispérico, onde predominam, do ponto de vista estratigráfico, formações metassedimentares ante-ordovícicas do Complexo Xisto-Grauváquico, sendo também de salientar a importante presença de rochas granitóides hercínicas (Vieira, 2001; Tavares, 2006; ARH-N, 2011a).

Ao longo do seu percurso, o rio Paiva corre sobre diversos materiais, denunciando pela morfologia a constituição litológica do subsolo. Apresenta um leito pouco sinuoso sobre as rochas granitóides, ao passo que nos metassedimentos se observa uma intensa meandrização. O seu percurso é realizado maioritariamente sobre o Complexo Xisto-Grauváquico e sobre os metassedimentos ordovícicos, silúricos e carbónicos do sinclinal de Valongo-Sátão. Corre sobre rochas granitóides desde a nascente até à aldeia de Fráguas, em Vila Nova de Paiva, depois entre Castro Daire e Ermida, só voltando a percorrê-las num pequeno troço correspondente ao Granito de Alvarenga, em Arouca, e na parte terminal, sobre os Granitos de Fornelos e de Fornos, em Castelo de Paiva (Vieira, 2001).

3.1.3. Clima

Na área de estudo evidencia-se um clima temperado mediterrânico que, segundo a classificação bioclimática de *Köppen-Geiger*, se insere na categoria Csb, caracterizada por um clima temperado com Verão e Inverno bem definidos e em que a estação seca ocorre no Verão (ARH-N, 2011a; IM, 2011). Considerando a tipologia biogeográfica (Costa *et al.*, 1998), o Sítio rio Paiva localiza-se numa zona de fronteira entre a região Eurosiberiana e a região Mediterrânica, bem como entre o macrobioclima temperado e o macrobioclima mediterrânico (Monteiro-Henriques, 2010). A área considerada apresenta uma temperatura média anual de 13°C e uma precipitação média anual superior a 1 000mm (IM, 2011; SNIamb, 2012).

3.1.4. Carácter da Vegetação

No seu troço inicial, o rio Paiva percorre um planalto, área onde predominam matos, campos agrícolas, prados e carvalhais, apresentando a vegetação um carácter

continental. No seu troço médio corre em vale encaixado, cujas encostas são revestidas por povoamentos de pinheiro-bravo e eucalipto, por matos e ainda por carvalhais e sobreirais. Em parte deste troço, a orientação do rio, as vertentes de declive elevado e a predominância de substrato xistoso determinam a existência de vegetação de carácter termo-mediterrânico. Nas margens verifica-se uma alternância de zonas rochosas de afloramentos e bancos de pedras com zonas de terra, onde a vegetação ripícola se encontra relativamente bem conservada e desenvolvida. Na sua parte final, apesar do aumento da área plantada de eucaliptos, as vertentes evidenciam elevada cobertura e boa densidade vegetal, denunciando já um carácter atlântico (ICNF, 2006b).

3.1.5. Pedologia e Ocupação do Solo

Em termos pedológicos, verifica-se a existência de cambissolos húmicos na grande maioria da área de estudo (ARH-N, 2011a; SNIamb, 2012).

Quanto ao tipo de uso do solo, e de acordo com a informação da Carta de Ocupação do Solo de 2007 (COS 07; IGeO, 2013), verifica-se que no Sítio rio Paiva existe um predomínio das áreas afetadas a florestas e meios naturais e seminaturais (83,1%), seguindo-se as áreas agrícolas e agroflorestais (13,9%) (tabela 4; fig. 6) (ARH-N, 2011a). De facto, através da análise da carta de aptidão dos solos, é possível constatar que a área de estudo apresenta na sua generalidade uma fraca aptidão agrícola, mas que mais de 50% do território possui aptidão florestal moderada a elevada (PROF-Tâmega, 2006). Assim, a área correspondente ao Sítio rio Paiva caracteriza-se por ser essencialmente florestal, onde predominam os povoamentos de pinheiro-bravo e eucalipto. A agricultura, caracterizada por ser extensiva e de baixa intensidade, desenvolve-se ao longo dos vales aluvionares e através de pequenos socacos acompanhando as curvas de nível (ICNF, 2006b).

Tabela 4. Principais usos e ocupação do território no Sítio rio Paiva com respetivas percentagens. Fonte: COS 07 (IGeO, 2013).

Tipo de Uso do Solo	Área (ha)	Percentagem (%)
Territórios artificializados	275	1,89
Áreas agrícolas e agroflorestais	2038	13,9
Florestas e meios naturais e seminaturais	1209	83,1
Corpos de água	154	1,06

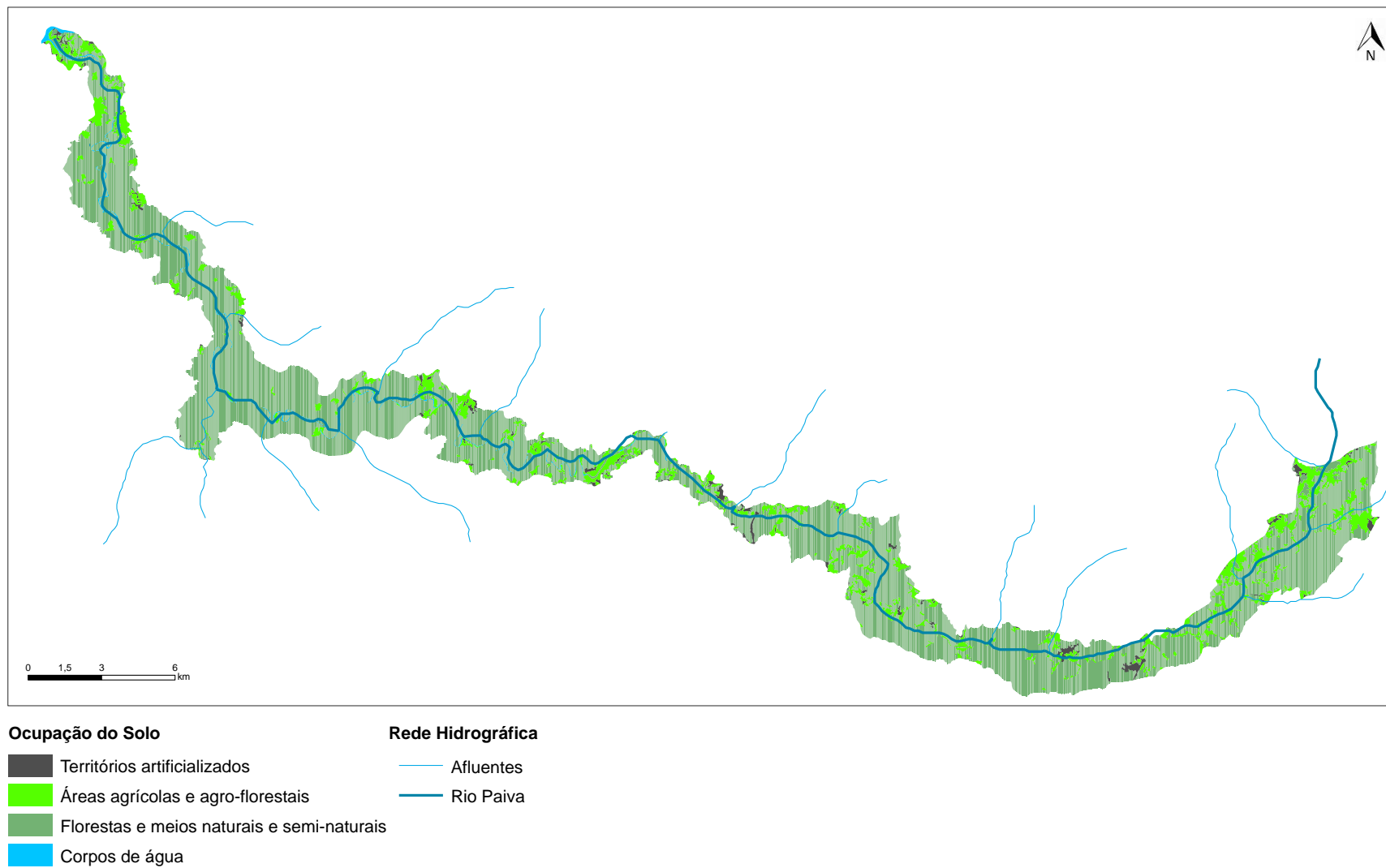


Figura 6. Ocupação do solo no Sítio de Interesse Comunitário rio Paiva. Fontes: COS 07 (IGeO, 2013) e ICNF (2012).

3.1.6. Habitats naturais e seminaturais e espécies constantes dos anexos do Decreto-Lei n.º 49/2005

De uma forma geral, a vegetação ripícola do rio Paiva está relativamente bem conservada, com bosques de amieiros (*Alnus glutinosa*) formando galeria (91E0*), frequentemente ladeada por carvalhais de *Quercus robur* (9320) fragmentários (CRE-Porto, 2010). Destaca-se a presença de habitats naturais e seminaturais constantes do anexo B-I do DL n.º 49/2005, nomeadamente matagais arborescentes de *Laurus Nobilis* (5230*), florestas mistas de *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* ou *Fraxinus angustifolia* das margens de grandes rios (*Ulmion minoris*) (91F0), florestas-galeria de *Salix alba* e *Populus alba* (92A0), carvalhos galaico-portugueses de *Quercus robur* e *Quercus pyrenaica* (9230), florestas de *Castanea sativa* (9260), florestas de *Quercus suber* (9330), charnecas secas europeias (4030), entre outros (ICNF, 2006b). Assinala-se a ocorrência de *Narcissus bulbocodium*, *Narcissus triandrus*, *Ruscus aculeatus* (fig. 7a) e *Anarrhinum longipedicellatum*, táxones listados nos anexos B-IV e B-V do DL n.º 49/2005 (CRE-Porto, 2010).



Figura 7. *Ruscus aculeatus* (a), *Lacerta schreiberi* macho (b) e *Lacerta schreiberi* fêmea (c). Ambas as espécies apresentam estatuto de conservação, estando incluídas nos anexos do DL n.º 49/2005, e foram observadas em encostas adjacentes ao rio Paiva, nos concelhos de Castelo de Paiva e de Castro Daire, respetivamente.

Em termos de qualidade da água, o rio Paiva é considerado um dos melhores da Europa, assumindo bastante importância para a conservação da fauna aquática e ribeirinha, destacando-se a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*), a lontra (*Lutra lutra*), o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*) (figuras 7b e 7c) e a salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*). É também importante para algumas espécies piscícolas endémicas como a boga (*Chondrostoma polylepis*), e para uma das raras populações de mexilhão-do-rio (*Margaritifera margaritifera*), que tinha sido considerada extinta. No caso do lobo (*Canis lupus*) constitui uma importante zona de passagem/ligação entre as Serras de Montemuro, Freita/Arada e Lapa/Leomil (CCDRC, 2002; ICNF, 2006b; Rodrigues *et al.*, 2006; CRE-Porto, 2010).

3.1.7. Principais Ameaças

Tendo em conta os principais valores ambientais associados ao Sítio rio Paiva - a vegetação ripícola e os ecossistemas ribeirinhos e aquáticos, associados a uma boa qualidade da água - as ameaças mais relevantes são aquelas que configuram riscos à preservação dos recursos mencionados (Rodrigues *et al.*, 2006). Assim, as principais ameaças provêm da invasão das margens e encostas pela *Acacia dealbata* e da instalação de monoculturas de eucalipto e de pinheiro-bravo (fig. 8). Registam-se também outras situações que podem ser consideradas prejudiciais, como a implementação de pequenos e grandes empreendimentos hidroelétricos, casos pontuais de extração e lavagem de inertes, incêndios, *raids* todo-o-terreno, deportes aquáticos, construção de açudes, implantação de aviários e pisciculturas, construções clandestinas, assim como a florestação de terras agrícolas, sobretudo lameiros, cervunais e malhadais (CCDRC, 2002; ICNF, 2006b).



Figura 8. Presença da espécie lenhosa invasora *Acacia dealbata* na margem do rio Paiva (a); monocultura de eucalipto numa encosta adjacente ao rio (b); monocultura de pinheiro-bravo numa encosta adjacente ao rio.

3.2. Metodologia

3.2.1. Amostragem

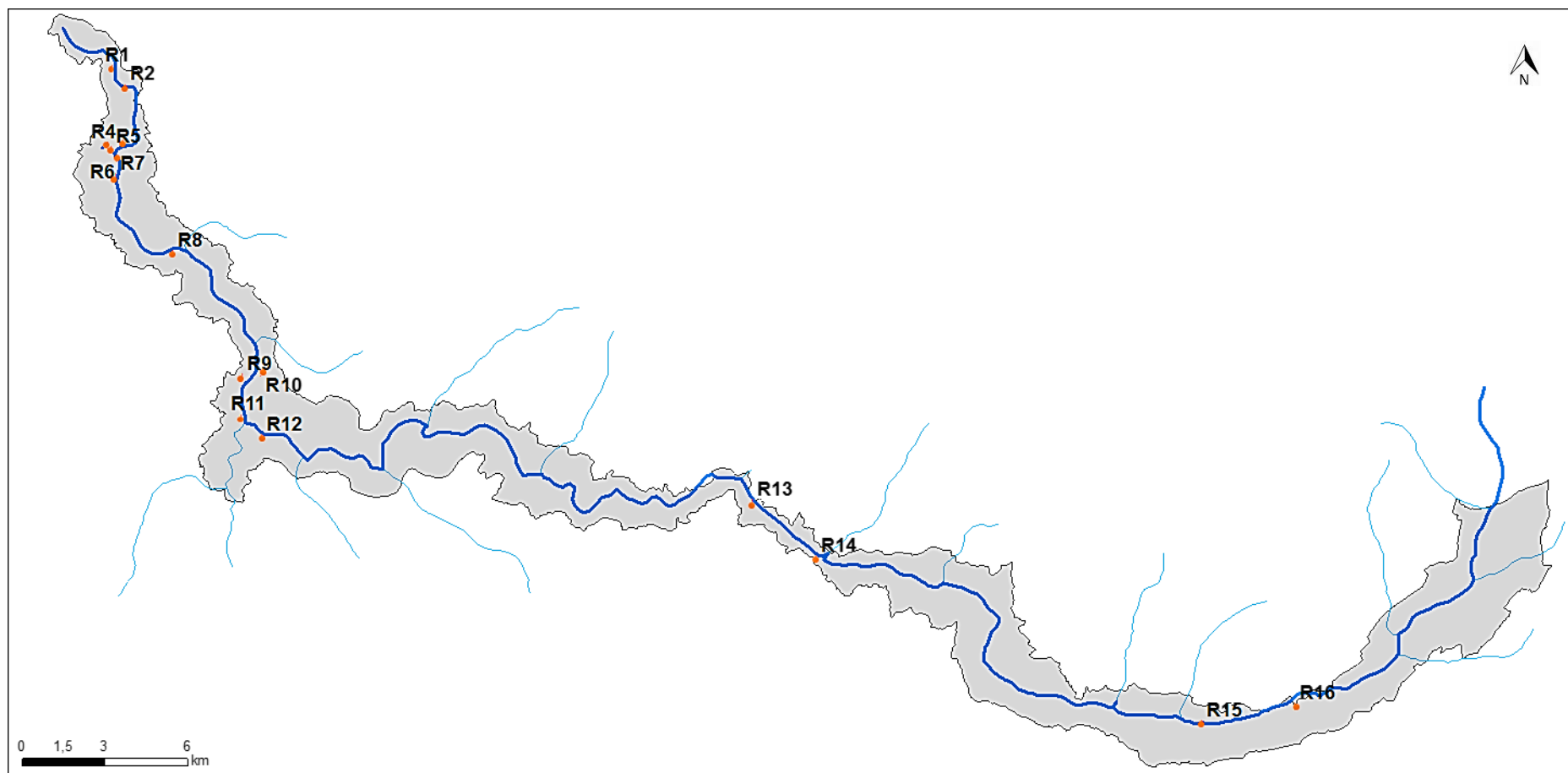
De forma a selecionar os locais para avaliação da qualidade ecológica de habitats ripícolas e fluviais, analisaram-se imagens de satélite recentes do rio Paiva através do *software Google Earth 7*. Esta análise prévia permitiu obter uma melhor perceção da homogeneidade das condições do ripário e da continuidade do corredor fluvial, bem como das principais atividades humanas ao longo das margens e encostas adjacentes (Aguiar, 2004; Aguiar & Ferreira, 2005; Ferreira *et al.*, 2005; González del Tánago *et al.*, 2006; Raven *et al.*, 2009; Tánago & Jalón, 2011).

As informações obtidas a partir da análise de imagens de satélite foram complementadas com algumas deslocações prévias ao campo (Silva, 2010), de modo a escolher os pontos de amostragem mais representativos, *a priori*, de diferentes níveis de qualidade ecológica.

A época de amostragem decorreu durante os meses de novembro e dezembro de 2012, bem como durante os meses de abril, maio e junho de 2013. Foram selecionados 16 pontos de amostragem (fig. 9; tabela 5), que correspondem a troços de rio com 500m de comprimento, distribuídos ao longo dos segmentos final (pontos R1 a R12), médio (pontos R13 e R14) e inicial (pontos R15 e R16) do rio Paiva. Tendo em conta a tipologia de rios definida para Portugal continental no âmbito da Diretiva-Quadro da Água, os pontos R1 a R12 inserem-se nos Rios do Norte de Média-Grande Dimensão (N> 100) ao passo que os pontos R13 a R16 estão incluídos nos Rios Montanhosos do Norte (M) (INAG, 2008; Barquín *et al.*, 2011).

Os pontos R1, R4, R5 e R6 foram reavaliados em junho, recebendo a designação de R19, R20, R17 e R18, respetivamente, com o objetivo de analisar posteriormente a influência da sazonalidade na avaliação das condições ecológicas (Pardo *et al.*, 2002).

Como os métodos usados neste estudo são visuais, a avaliação da qualidade pode estar dependente da subjetividade do observador e da interpretação que faz de cada índice. Assim, os pontos R8 a R20 foram avaliados por dois observadores, ambos com formação superior na área da ecologia e do ambiente, de modo a poder determinar futuramente a significância das diferenças entre as pontuações atribuídas para cada local, com os diversos métodos (Munné *et al.*, 2003).

**Legenda**

SIC Rio Paiva



Pontos de Amostragem

Rede Hidrográfica

Rio Paiva

Afluentes

Figura 9. Pontos de amostragem da qualidade ecológica da vegetação ripícola e do habitat fluvial no rio Paiva.

Tabela 5. Pontos de amostragem e respetivos concelhos, locais, datas e coordenadas geográficas (sistema de coordenadas WGS-84).

Ponto	Concelho	Local	Data	Latitude	Longitude
R1	Castelo de Paiva	Varziela	27.11.2012	41°3'13,638"N	8°14'15,946"O
R2	Castelo de Paiva	Bateira	03.12.2012	41°2'44,847"N	8°13'58,143"O
R3	Castelo de Paiva	Retorta	10.12.2012	41°1'42,655"N	8°13'56,031"O
R4	Castelo de Paiva	Campos de Várzea	10.12.2012	41°1'38,778"N	8°14'17,58"O
R5	Castelo de Paiva	Várzea	09.11.2013	41°1'33,44"N	8°14'13,261"O
R6	Castelo de Paiva	Melo	12.11.2012	41°1'24,544"N	8°14'4,625"O
R7	Castelo de Paiva	S. Pedro	17.11.2012	41°1'1,689"N	8°14'6,549"O
R8	Arouca	Espiunca	08.04.2013	40°59'32,13"N	8°12'37,495"O
R9	Arouca	Areíno	15.04.2013	40°57'9,105"N	8°10'48,557"O
R10	Arouca	Praia fluvial do Areíno	20.04.2013	40°57'10,75"N	8°10'16,153"O
R11	Arouca	Paradinha	22.04.2013	40°56'19,97"N	8°10'52,841"O
R12	Arouca	Praia fluvial da Paradinha	27.04.2013	40°55'57,05"N	8°10'13,951"O
R13	Castro Daire	Arinho	03.05.2013	40°54'41,26"N	7°57'36,104"O
R14	Castro Daire	Mini-hídrica do Vale Soeiro	03.05.2013	40°53'32,31"N	7°55'52,682"O
R15	Vila Nova de Paiva	Mini-hídrica de Fráguas	10.05.2013	40°50'17,57"N	7°45'58,05"O
R16	Vila Nova de Paiva	Praia fluvial de V.N. Paiva	10.05.2013	40°50'36,76"N	7°43'39,911"O

3.2.2. Avaliação do habitat fluvial e da zona ripícola

Em cada ponto de amostragem foram utilizados os métodos Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR) e *Riparian Quality Index* (RQI) para avaliar a qualidade do ripário, bem como os protocolos *River Habitat Survey* (RHS), Grau de Qualidade do Canal (GQC) e Avaliação Visual do Habitat (AVH) para avaliar a condição do habitat fluvial (Barquín *et al.*, 2011; Garófano-Gómez *et al.*, 2011; Garófano-Gómez, 2013).

3.2.2.1. Qualidade do Bosque Ribeirinho (QBR)

O índice QBR, desenvolvido por Munné *et al.* (1998), consiste numa metodologia para avaliação da qualidade ecológica de habitats ripícolas. Tem sido aplicado com sucesso em rios espanhóis (Suárez *et al.*, 2002; Barquín *et al.*, 2011; Garófano-Gómez *et al.*, 2011) e portugueses (Carvalho, 2008; Carvalho *et al.*, 2011; Moreira, 2012), apresentando assim um elevado interesse para a gestão de cursos de água.

Este método é baseado em quatro componentes do habitat ripícola: grau de cobertura da vegetação ribeirinha, estrutura da cobertura, qualidade da cobertura e grau de naturalidade do canal fluvial (anexo I). É tido em conta o tipo morfológico da zona ripícola, uma vez que define a potencialidade para suportar a vegetação. O QBR é calculado em troços de 100m e as margens são consideradas conjuntamente; após completar a análise, o somatório dos quatro componentes resulta no valor final do índice, que varia entre 0 e 100. Existem cinco classes de qualidade do habitat ripícola (tabela 6), de excelente a mau, que correspondem às classes sugeridas pela DQA (Munné *et al.*, 2003; INAG, 2009).

Tabela 6. Classes de qualidade segundo o índice QBR. Adaptado de Munné *et al.* 2003.

Valor do QBR	Classe de Qualidade	Significado em termos de qualidade
≥ 95	Excelente	Habitat ripícola em condições naturais
75 – 90	Bom	Alguma perturbação, boa qualidade
55 – 70	Razoável	Perturbação significativa, qualidade razoável
30 – 50	Medíocre	Forte alteração, qualidade medíocre
≤ 25	Mau	Degradação extrema, má qualidade

3.2.2.2. *Riparian Quality Index (RQI)*

O RQI foi desenvolvido por González del Tánago *et al.* (2006) e consiste num método rápido, simples e padronizado para recolher informações sobre a zona ripícola, de forma a avaliar o seu estado ecológico. A versão mais recente, utilizada neste estudo, apresenta algumas modificações nos critérios de avaliação e inclui folhas de campo para a recolha de informação relativa a atributos das áreas ripícolas (Tánago & Jalón, 2011).

Este método considera as principais características responsáveis pelas funções ecológicas e serviços ambientais das zonas ripícolas, avaliando a sua degradação gradual ou o desvio das condições atuais daquelas correspondentes a estados de referência. São usados três atributos físicos da estrutura do ripário - dimensões do corredor ripícola, continuidade longitudinal e composição e estrutura da vegetação - e quatro atributos relacionados com o seu funcionamento - regeneração natural, condição das margens, conectividade lateral e substrato da zona ripícola (anexo II). A abordagem referida visa não só avaliar o estado atual de zonas ribeirinhas, mas também identificar os principais elementos e causas dos constrangimentos existentes, facilitando então o estabelecimento de prioridades de conservação e o desenvolvimento de programas de restauro ou de reabilitação (Tánago & Jalón, 2006; Navarro-Llácer *et al.*, 2010; Tánago & Jalón, 2011).

O RQI é aplicado à escala do troço do rio, onde a estrutura da vegetação ripícola é relativamente homogênea em termos de paisagem (geologia, vegetação e uso do solo), de tipos de vale e de rio, assim como condições de escoamento e características da planície aluvial. Para levantamentos mais detalhados, os autores recomendam que se avaliem troços com 500 – 1 000m de comprimento, tendo sido adotados para este estudo segmentos de rio com 500m. Em cada local, o resultado final do RQI é obtido somando os 10 valores de pontuação; o somatório varia entre 130-150 (melhor estado) e 39-10 (piores condições). Na tabela 7 são apresentadas opções de gestão fluvial relacionadas com as diferentes classes de qualidade do ripário (Tánago & Jalón, 2011).

Este índice tem sido aplicado em diferentes tipos de rios Ibéricos (Navarro-Llácer *et al.*, 2010; Barquín *et al.*, 2011; Belmar *et al.*, 2013), sob condições hidrológicas e morfológicas distintas, sendo adequado para os climas Mediterrânico e Atlântico e para bacias hidrográficas com uma área até 100 000 km² (Tánago & Jalón, 2011).

Tabela 7. Interpretação do resultado total do índice RQI e propostas de gestão fluvial. Adaptado de Tánago & Jálón (2011).

Valor do RQI	Estado do ripário	Opções de gestão
150 - 130	Excelente	Atributos do ripário em condições naturais, sem ameaças ao seu funcionamento. Interesse elevado para conservação e proteção , de forma a manter o estado atual e a prevenir alterações futuras do sistema ripícola.
129 - 100	Bom	A maioria dos atributos está em condições boas ou muito boas, podendo estar um ou dois alterados. Os sistemas ripícolas necessitam de medidas de proteção de modo a prevenir impactos potenciais e de medidas de restauro para alcançar a integridade total das funções do ripário. Eliminar pressões e impactos tanto quanto possível.
99 - 70	Razoável	Diversos atributos estão moderadamente alterados. Os sistemas ripícolas requerem medidas de restauro para assegurar um funcionamento hidrológico e ecológico adequado. Eliminar ou reduzir pressões e impactos tanto quanto possível.
69 - 40	Medíocre	A maioria dos atributos encontra-se moderadamente alterada. Os sistemas ripícolas necessitam de medidas de reabilitação ou de restauro , de forma a melhorar e recuperar funções hidrológicas e ecológicas. Reduzir pressões e impactos tanto quanto possível e elaborar medidas de compensação para melhorar as condições ambientais.
39 - 10	Mau	A maioria dos atributos encontra-se muito alterada. Os sistemas ripícolas precisam de novos trabalhos de reabilitação ou de remediação , para criar e reintroduzir funções. Melhorar as condições ambientais para que se atinja potencialmente o bom estado e melhorar a perceção social sobre a degradação fluvial.

3.2.2.3. Grau Qualidade do Canal (GQC)

O GQC foi desenvolvido como uma metodologia para a caracterização e avaliação do habitat físico de cursos de água (Ferreira *et al.*, 2011). Efetua-se através de uma análise visual de parâmetros como a presença de estruturas de retenção, largura e profundidade do canal, tipo de substrato, estrutura das margens, alteração artificial das margens, heterogeneidade do canal, estrutura do leito e deposição de finos intersticiais (anexo III) (Cortes *et al.*, 1999; Silva, 2010; Pinto, 2011). A pontuação final é dividida em cinco classes de qualidade correspondentes (tabela 8).

Tabela 8. Amplitudes de variação consideradas para o GQC, e o seu significado em termos de qualidade (Silva, 2010).

Valor do GQC	Classe de Qualidade	Significado em termos de qualidade
≥ 31	Excelente	Canal sem alterações, estado natural
26 – 31	Bom	Canal ligeiramente perturbado
20 – 25	Razoável	Início de uma importante alteração do canal
14 - 19	Medíocre	Grande alteração do canal
8 - 13	Mau	Canal completamente alterado (canalizado, regularizado)

3.2.2.4. Avaliação Visual do Habitat (AVH)

O índice AVH foi desenvolvido pela *Environmental Protection Agency* (Barbour *et al.*, 1999) e tem com objetivo avaliar a capacidade de um determinado local no suporte da vida aquática. Consiste numa metodologia rápida e de fácil utilização, que se efetua num troço de rio com 100m de comprimento (Barbour, 1997). São avaliados 10 parâmetros: capacidade do substrato para acolher epifauna, substrato das poças, variabilidade das poças, deposição de sedimentos, homogeneidade de fluxo de água no canal, alteração do canal, sinuosidade do canal, estabilidade das margens, corredor ripário e largura do corredor ripário (anexo IV). A pontuação final varia entre 0 e 200, correspondendo a cinco classes de qualidade (tabela 9) (Rocha, 2001).

Tabela 9. Pontuação obtida pelo AVH e as respetivas classes de qualidade. Adaptado de Barbour *et al.* (1999).

Valor do AVH	Classe de Qualidade	Significado em termos de qualidade
161 – 200	Excelente	Canal com habitat físico em excelentes condições
121 – 160	Bom	Canal com habitat físico em boas condições
81 – 120	Razoável	Canal com habitat físico moderadamente alterado
41 – 80	Medíocre	Canal com habitat físico com perturbação significativa
0 - 40	Mau	Canal com habitat físico severamente alterado

3.2.2.5. River Habitat Survey (RHS)

O *River Habitat Survey* é um método originalmente desenvolvido, testado e implementado no Reino Unido durante a década de 90 pela *Environment Agency* (Raven *et al.*, 1997; Raven *et al.*, 1998; Raven *et al.*, 2002; INAG, 2009; INAG, 2012a). É um método semi-objetivo de fácil aplicação no campo, baseado em princípios de geomorfologia fluvial, que permite caracterizar atributos físicos e avaliar a qualidade hidromorfológica de sistemas fluviais. No âmbito DQA, o RHS foi adotado em Portugal como ferramenta para a caracterização e monitorização da qualidade do habitat físico de cursos de água (Raven *et al.*, 2009; Cortes *et al.*, 2011; Ferreira *et al.*, 2011; INAG, 2012b; INAG, 2012c).

O RHS (anexo V) assenta na caracterização de variáveis hidromorfológicas do canal e de variáveis estruturais do corredor ribeirinho ao longo de um troço de 500m de comprimento, abrangendo uma faixa de 50m de cada lado do rio (INAG, 2009). Os registos são realizados a duas escalas espaciais diferentes: em 10 transectos perpendiculares, designados por *spot-checks*, dispostos em intervalos de 50m; e em observação contínua, através da caracterização do troço de 500m como um todo (*sweep-up*), de forma a garantir o registo de características físicas e modificações que não estão incluídas nos *spot-checks* (Cortes *et al.*, 2008; INAG, 2012a).

As variáveis inventariadas nos 10 transectos são relativas a características das margens, tipos de substrato e atributos do canal, tipos de escoamento, tipos de vegetação aquática e estrutura da vegetação da margem. As características registadas na observação contínua ao longo dos 500m referem-se à ocupação do solo na faixa de

50m de largura ao longo de cada margem, presença de estruturas artificiais, presença e influência de árvores no curso de água, e outras características particulares do canal (Environment Agency, 2003). Adicionalmente são recolhidos dados morfométricos numa secção representativa do troço de 500m e informação sobre a presença de espécies-alvo, ou seja, com elevado valor de conservação ou invasores com grande potencial de disseminação (Raven *et al.*, 2002; INAG, 2009).

A qualidade hidromorfológica é expressa através de dois índices obtidos a partir da informação recolhida pela aplicação do RHS, o *Habitat Quality Assessment* (HQA) e o *Habitat Modification Score* (HMS) (Raven *et al.*, 2009; INAG, 2012a), cujo sistema de pontuação adotado está descrito em INAG (2009).

O HMS permite estimar a magnitude do impacto de estruturas e intervenções transversais e longitudinais nos habitats fluviais, quantificando assim a extensão da intervenção humana (Cortes *et al.*, 2008). O valor final deste índice corresponde ao somatório das pontuações ponderadas nas diferentes escalas espaciais consideradas no RHS, agrupadas de acordo com a tipologia das artificializações, e varia entre 0 e 1400 ou mais (INAG, 2009). Existem 5 categorias de artificialização do leito e das margens, desde pristino/seminatural até severamente modificado, que estão associadas a 5 classes de qualidade, conforme o sugerido pela DQA (tabela 10) (Raven *et al.*, 1998). O valor de HMS não depende do carácter do rio, possibilitando a comparação de resultados obtidos em cursos de água de tipologias distintas (INAG, 2009).

Tabela 10. Categorias de artificialização do leito e margens dos cursos de água e respetiva pontuação do índice HMS. Adaptado de INAG (2009).

Valor HMS	Descrição da categoria	Classe de Qualidade
0 - 16	Pristino/Seminatural	Excelente
17 – 199	Predominantemente não modificado	Bom
200 – 499	Obviamente modificado	Razoável
500 – 1399	Significativamente modificado	Medíocre
≥ 1400	Severamente modificado	Mau

O índice HQA corresponde a uma medida de riqueza, raridade, diversidade e naturalidade da estrutura física do sistema fluvial, integrando os atributos do leito e do corredor ribeirinho. A pontuação para um dado local é determinada pela presença e extensão de elementos do habitat recolhidos durante o trabalho de campo, com conhecido valor para a biodiversidade (Raven *et al.*, 2010). Às pontuações finais do índice HQA fazem-se corresponder os valores limite para a classe excelente para os diferentes tipos de rio de Portugal continental (tabela 11). É ainda importante referir que a pontuação obtida para o índice HQA deve apenas ser utilizada para comparar rios do mesmo tipo (Raven *et al.*, 1998; INAG, 2009).

Tabela 11. Valores limite do índice HQA para a classe Excelente para os diferentes tipos de rios abrangidos pela sub-bacia do rio Paiva. Adaptado de INAG (2009).

Tipos de Rio	Limite inferior para a classe Excelente
Rios Montanhosos do Norte (M)	42
Rios do Norte de Pequena Dimensão (N1 ≤ 100)	46
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão (N1 > 100)	46

3.3 Tratamento de Dados

Uma vez que os dados não se ajustam a uma distribuição normal, a análise estatística foi realizada com recurso a testes não-paramétricos (Ferreira *et al.*, 2005; Nogueira, 2011; Vaz, 2011; Parada, 2012).

Aplicou-se o teste de *Mann-Whitney U* para averiguar a existência de diferenças significativas na qualidade do habitat fluvial e do ripário entre os dois tipos de rio abrangidos pelo rio Paiva (Nogueira, 2011; Parada, 2012; Belmar *et al.*, 2013). O teste de *Friedman*, o equivalente não paramétrico à ANOVA para amostras repetidas, foi usado para comparar os resultados obtidos com os diversos índices aplicados na avaliação do habitat fluvial (Ferreira *et al.*, 2005; Sánchez-Montoya *et al.*, 2012).

Relativamente à análise da relação entre a qualidade do habitat ripícola e a qualidade do habitat fluvial, foram elaborados diagramas de dispersão e determinados Coeficientes de Correlação de *Spearman* (*Spearman's rank correlation coefficient*), de modo a identificar correlações significativas entre os vários índices e, consequentemente, entre os habitats em causa (Pardo *et al.*, 2002; Barquín *et al.*, 2011; Belmar *et al.*, 2013; Garófano-Gómez, 2013).

O teste de *Wilcoxon* (*Wilcoxon Signed Ranks test*) foi utilizado para analisar a significância das diferenças entre as avaliações efetuadas pelos dois observadores, isto é, o enviesamento das observações, para cada índice aplicado (Hannaford *et al.*, 1997; Munné *et al.*, 2003), para averiguar a dinâmica temporal, ou seja, a influência da sazonalidade (outono-primavera) na avaliação do estado ecológico (Pardo *et al.*, 2002; Carvalho, 2008), bem como para comparar os resultados obtidos com os índices usados na avaliação do habitat fluvial e do ripário.

O programa estatístico utilizado para a elaboração de toda a análise de dados foi o IBM SPSS Statistics 19. Todos os mapas foram elaborados com recurso ao *software* de análise espacial ArcGis 9.3.1 (Esri, Inc.).

4. RESULTADOS

4.1. Qualidade do habitat fluvial

A qualidade do habitat fluvial para cada um dos 16 troços de rio foi calculada como sendo a média das classificações dos índices AVH, GQC, HMS e HQA (tabela 12). Um total de 87,5% dos pontos avaliados apresenta uma qualidade do habitat fluvial boa ou excelente. Estes locais situam-se nos segmentos terminal e médio do rio, nos concelhos de Castelo de Paiva, Arouca e Castro Daire, como se pode observar na figura 10. Apenas dois troços, 12,5%, apresentam uma qualidade do habitat fluvial razoável, encontrando-se localizados no segmento inicial do rio Paiva, mais concretamente no concelho de Vila Nova de Paiva. Destaca-se, pela negativa, o ponto R15 que, para o índice HMS, obteve a classificação de mau. O anexo VI contém, para cada ponto, informações sobre a qualidade do habitat fluvial, bem como fotografias que ilustram os seus principais atributos.

Tabela 12. Pontuação e classificação dos índices AVH, GQC, HMS e HQA, usados para determinar a qualidade do habitat fluvial. Existem cinco classes de qualidade: excelente – 5, bom – 4, razoável – 3, medíocre – 2 e mau – 1.

Ponto	AVH	Class. AVH	GQC	Class. GQC	HMS	Class. HMS	HQA	Class. HQA	Qualidade do habitat fluvial
R1	133	4	31	5	355	3	67	5	4
R2	146	4	29	4	1005	2	83	5	4
R3	146	4	32	5	0	5	66	5	5
R4	137	4	31	5	275	3	72	5	4
R5	166	5	32	5	125	4	53	5	5
R6	157	4	32	5	0	5	57	5	5
R7	167	5	34	5	0	5	76	5	5
R8	141	4	29	4	150	4	65	5	4
R9	141	4	30	4	70	4	70	5	4
R10	145	4	29	4	80	4	67	5	4
R11	155	4	31	5	40	4	73	5	5
R12	141	4	31	5	0	5	74	5	5
R13	150	4	32	5	40	4	63	5	5
R14	114	3	31	5	1170	2	72	5	4
R15	101	3	27	4	2930	1	49	5	3
R16	97	3	25	3	675	2	41	4	3

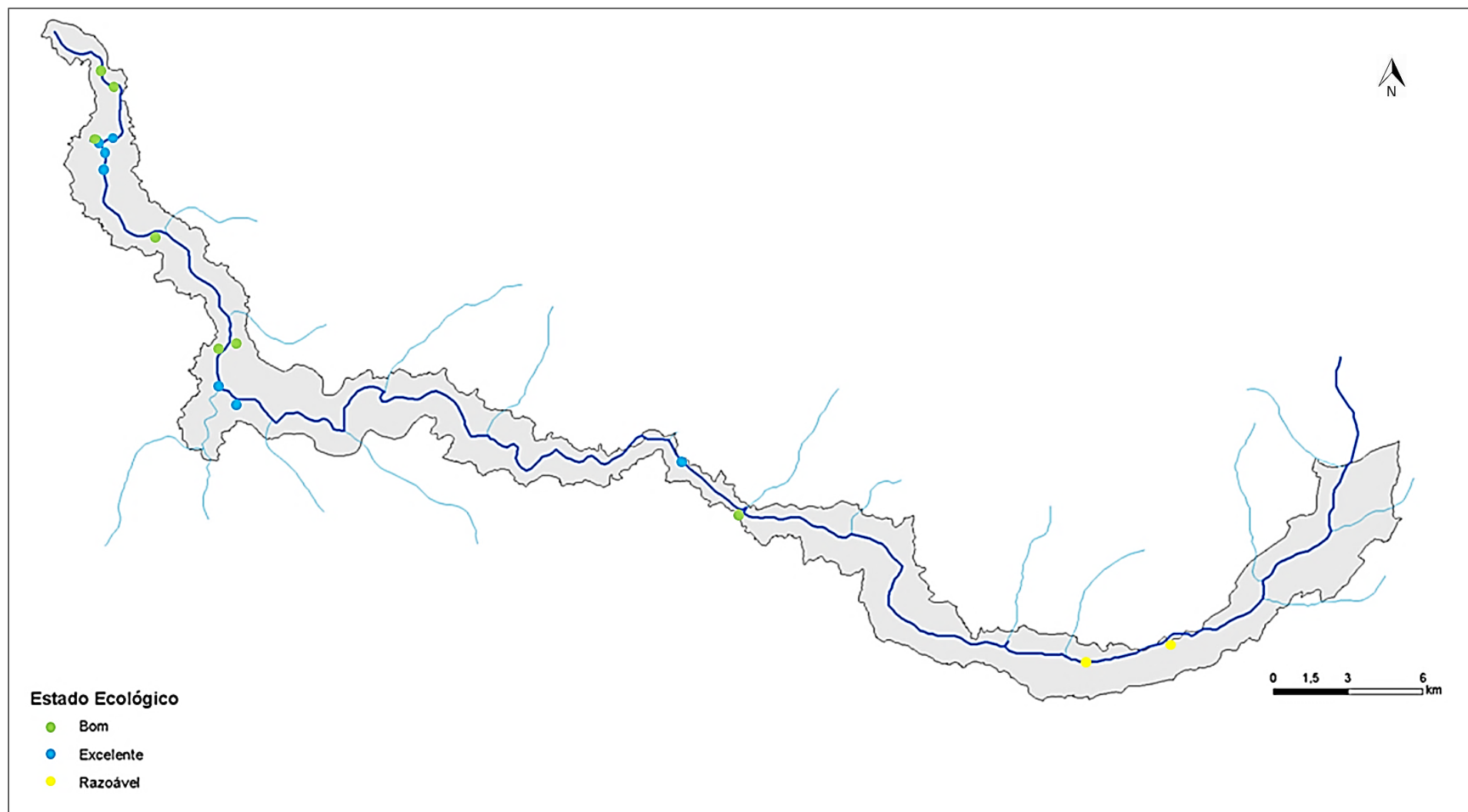


Figura 10. Qualidade do habitat fluvial em 16 locais no rio Paiva, dada pelos índices AVH, GQC, HMS e HQA.

4.1.1. Qualidade do habitat fluvial entre tipos de rio

É possível constatar que há uma diminuição³ das pontuações dos índices usados para avaliar a qualidade do habitat fluvial de jusante para montante (tabela 12), ou seja, entre os rios do Norte de Média-Grande Dimensão (N1> 100) e os rios Montanhosos do Norte (M), o que se traduz num aumento dos locais classificados como tendo uma qualidade razoável, medíocre ou má, e numa diminuição dos locais classificados como excelentes ou bons (fig. 11). O resultado do teste de *Mann-Whitney U* indica que existem diferenças significativas ($U=7$; $p=0,042$) na qualidade do habitat fluvial entre os tipos de rio considerados.

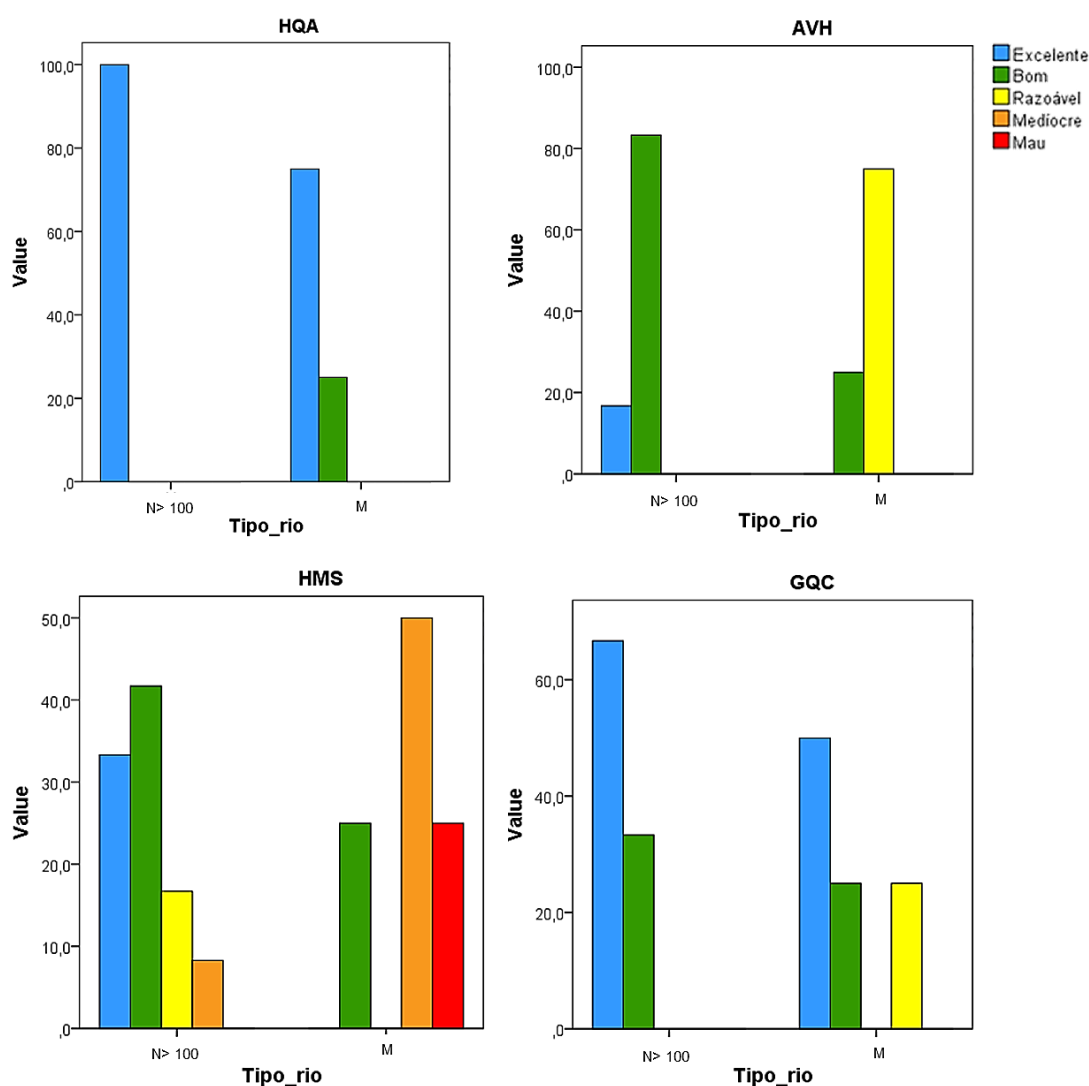


Figura 11. Percentagem das diferentes classes de qualidade – excelente, bom, razoável, medíocre e mau – para os índices HQA, AVH, HMS e GQC, nos tipos de rios do Norte de Média-Grande Dimensão (N1> 100) e Montanhosos do Norte (M), em 12 e 4 locais no rio Paiva, respetivamente.

³ Exceção feita para o caso do índice HMS, cuja pontuação aumenta. No entanto, como este índice avalia o grau de artificialização do habitat fluvial, valores elevados correspondem uma qualidade inferior.

4.2. Qualidade do habitat ripícola

A qualidade do habitat ripícola, para cada ponto, foi determinada como sendo a média das classificações dos índices QBR e RQI (tabela 13). Um total de 75% dos troços fluviais avaliados apresentam uma qualidade do habitat ripícola boa ou razoável, encontrando-se, na sua maioria, localizados no segmento terminal do rio Paiva (fig. 12). Apenas 12,5% dos 16 troços amostrados apresentam uma qualidade do ripário excelente, o que indica que nestes locais o habitat ripícola se encontra em condições naturais ou muito próxima destas. Os pontos R15 e R16 destacam-se mais uma vez pela negativa, por apresentarem a classificação de mau para o índice QBR. Estes locais, ambos avaliados como tendo uma qualidade do ripário medíocre, localizam-se no concelho de Vila Nova de Paiva, no segmento inicial do rio Paiva. O anexo VI apresenta informações adicionais sobre a qualidade do habitat ripícola, para cada ponto, assim como fotografias que ilustram as suas principais características.

Tabela 13. Pontuação e classificação dos índices QBR e RQI, usados para determinar a qualidade do habitat ripícola. Existem cinco classes de qualidade: excelente – 5, bom – 4, razoável – 3, medíocre – 2 e mau – 1.

Local	QBR	Class. QBR	RQI	Class. RQI	Qualidade do habitat ripícola
R1	62	3	96	3	3
R2	64	3	89	3	3
R3	90	4	113	4	4
R4	66	3	99	3	3
R5	92	4	123	4	4
R6	90	4	127	4	4
R7	88	4	125	4	4
R8	70	3	92	3	3
R9	78	4	99	3	4
R10	70	3	93	3	3
R11	98	5	123	4	5
R12	90	4	126	4	4
R13	95	5	130	5	5
R14	53	2	85	3	3
R15	20	1	59	2	2
R16	15	1	47	2	2

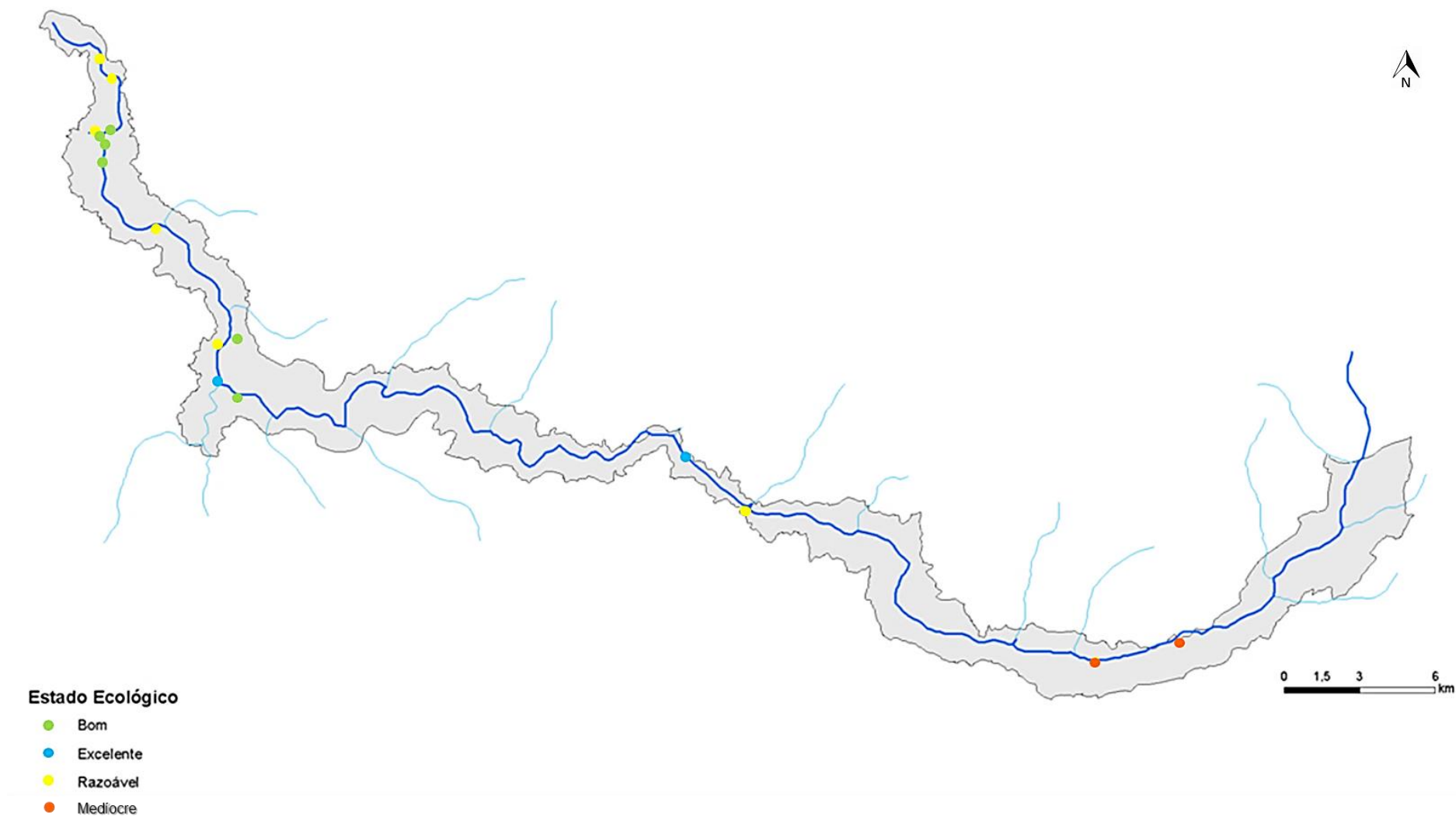


Figura 12. Qualidade do habitat ripícola em 16 locais no rio Paiva, dada pelos índices QBR e RQI.

4.2.1. Qualidade do habitat ripícola entre tipos de rio

Para a qualidade do habitat ripícola também se verificou uma ligeira diminuição das pontuações dos índices e, consequentemente, das classificações atribuídas a cada local, de jusante para montante, entre os tipos de rio N> 100 e M (tabela 13). No entanto, esta tendência longitudinal não é tão evidente como o que se constatou para a qualidade do habitat fluvial. De facto, existe um aumento dos locais classificados com uma qualidade excelente no tipo de rio M, tanto para o índice QBR como para o RQI, embora também se verifique um incremento dos troços fluviais cuja qualidade do habitat ripícola foi classificada como sendo medíocre ou má, e uma diminuição dos locais avaliados com uma qualidade boa (fig. 13). O resultado do teste de *Mann-Whitney U* revela que as diferenças existentes entre a qualidade do ripário nos tipos de rio em questão não são significativas ($U= 12$; $p= 0,170$).

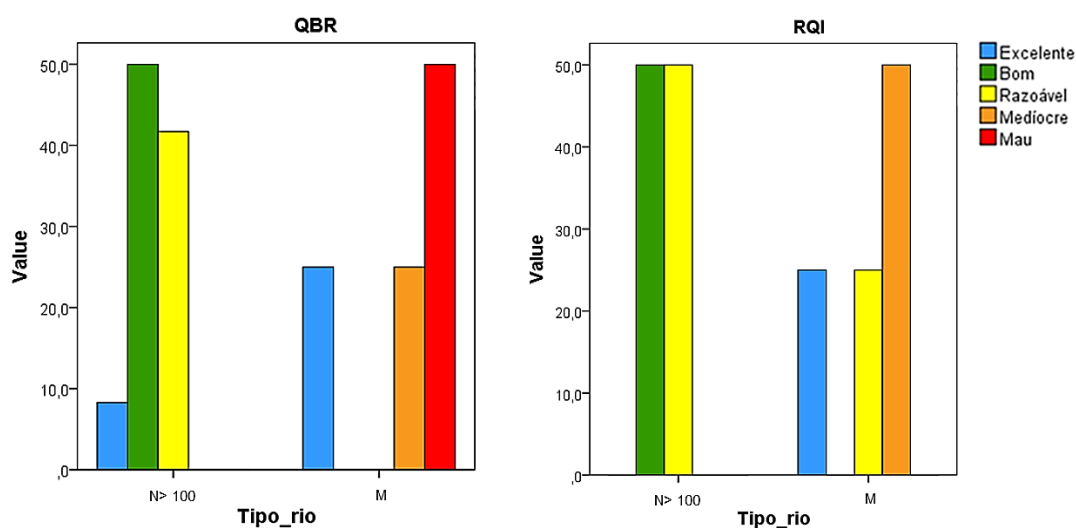


Figura 13. Percentagem das diferentes classes de qualidade – excelente, bom, razoável, medíocre e mau – para os índices QBR e RQI, nos tipos de rios do Norte de Média-Grande Dimensão (N1> 100) e Montanhosos do Norte (M), em 12 e 4 locais no rio Paiva, respetivamente.

4.3. Relação entre a qualidade dos habitats ripícola e fluvial

Considerando os diagramas de dispersão da figura 14, pode-se afirmar que a qualidade do habitat fluvial está positivamente correlacionada com a qualidade do ripário, ou seja, para níveis elevados de qualidade ecológica da zona ripícola, os habitats fluviais apresentam, normalmente, uma qualidade superior⁴.

⁴ Mais uma vez destaca-se o caso do HMS. Os gráficos de dispersão entre este índice e o QBR e RQI revelam uma correlação negativa, facilmente explicada pelo facto de no HMS as pontuações serem atribuídas às modificações artificiais.

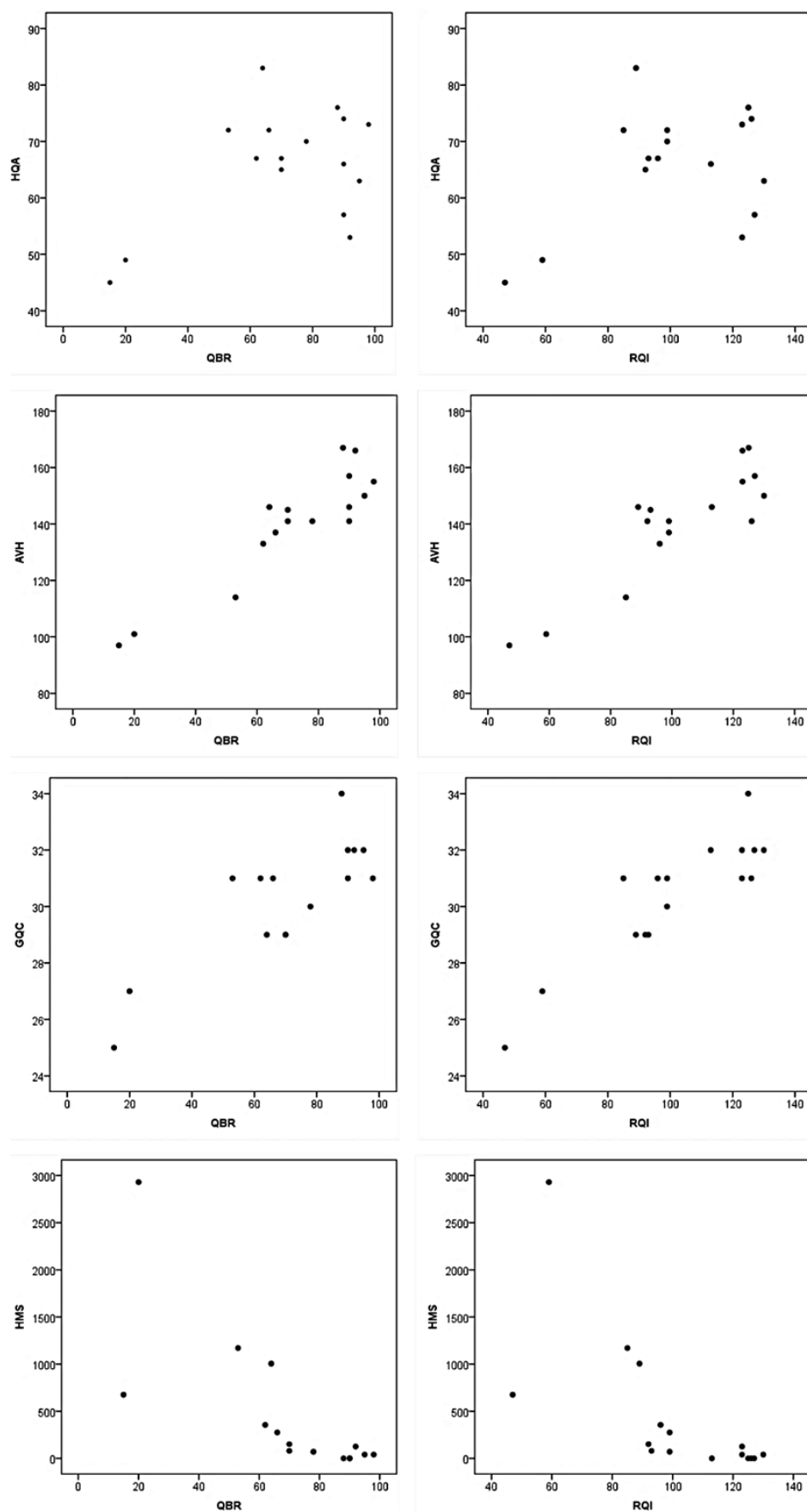


Figura 14. Diagramas de dispersão que ilustram a relação entre os índices usados para avaliar a qualidade do habitat ripícola – QBR e RQI – e os índices usados na avaliação do habitat fluvial – AVH, GQC, HMS e HQA.

Os resultados obtidos através da aplicação do Coeficiente de Correlação de *Spearman* entre os índices QBR ou RQI e os índices HMS, HQA, GQC ou AVH (tabela 14) revelaram diversas correlações estatisticamente significativas. A correlação mais forte foi obtida entre os índices RQI e HMS ($r^2 = -0,862$; $p < 0,01$), ao passo que as correlações mais fracas se verificaram entre os métodos HQA e QBR ($r^2 = 0,119$) e entre HQA e RQI ($r^2 = 0,164$).

Tabela 14. Coeficientes de Correlação de *Spearman* entre os índices QBR ou RQI e HMS, HQA, GQC ou AVH. Significância estatística: valor de $p < 0,01^*$.

Spearman's rank correlation coefficient				
	AVH	GQC	HQA	HMS
QBR	0,816*	0,689*	0,119	-0,811*
RQI	0,751*	0,824*	0,164	-0,862*

4.4. Dinâmica temporal

A partir dos resultados obtidos no teste de *Wilcoxon* (tabela 15), o correspondente não paramétrico ao t de Student para amostras emparelhadas, verifica-se que não existem diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as avaliações efetuadas com os diversos índices nos meses do outono e da primavera. Desta forma, pode-se afirmar que a sazonalidade não apresentou influência na classificação do estado ecológico dos habitats fluviais e ripícolas.

Tabela 15. Resultados do teste de *Wilcoxon* para os pontos avaliados pelos índices AVH, QBR, GQC, HQA, HMS e RQI, no outono (1) e para os mesmos pontos, mas reavaliados na primavera (2). Significância estatística: valor de $p < 0,05$.

Wilcoxon Signed Ranks test						
	AVH2 - AVH1	QBR2 - QBR1	GQC2 - GQC1	HMS2 - HMS1	HQA2 - HQA1	RQI2 - RQI1
Z	-,730	,000	-1,841	-1,000	-1,604	-,730
p	,465	1,000	,066	,317	,109	,465

4.5. Enviesamento das observações

Os resultados do teste de *Wilcoxon* (tabela 16) indicam que existem diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as avaliações efetuadas pelos observadores *a* e *b*, no caso particular dos índices AVH ($p = 0,030$) e RQI ($p = 0,026$). Assim, para estes dois índices, a hipótese nula (H_0), de que não existem diferenças significativas entre as avaliações efetuadas pelos dois observadores, é rejeitada.

Tabela 16. Resultados do teste de *Wilcoxon* para as avaliações efetuadas pelos observadores *a* e *b*, correspondentes aos pontos R8 a R20, para os índices AVH, QBR, GQC, HMS, HQA e RQI. Significância estatística: valor de $p < 0,05$.

Wilcoxon Signed Ranks test						
	AVHb - AVHa	QBRb - QBRa	GQCb - GQCa	HMSb - HMSa	HQA b - HQAa	RQIb - RQIa
Z	-2,167	-1,511	-1,643	-,921	-,594	-2,230
p	,030	,131	,100	,357	,553	,026

4.6. Comparação dos resultados obtidos entre métodos

Considerando os métodos para avaliar o estado do habitat fluvial, o HQA foi o índice cuja aplicação resultou numa maior percentagem de locais classificados como tendo uma qualidade excelente, num total de 93,3% dos troços fluviais amostrados (fig. 15). Segue-se o GQC, com 62,5%, o HMS, com 25%, e por último o índice AVH, com 12,5%. Detaca-se o HMS, cuja aplicação resultou em valores correspondentes a todas as classes de qualidade do habitat fluvial, ou seja, foram registadas cada uma das cinco categorias de artificialização do leito e das margens consideradas pelo índice. O resultado do teste de *Friedman* ($p = 0,002$) revela que existem diferenças significativas entre as classificações atribuídas à qualidade do habitat fluvial em cada ponto, com os diversos métodos aplicados.

Contudo, excluindo os índices HQA e GQC, e aplicando o teste de *Wilcoxon*, as diferenças obtidas entre as classificações dadas pelos índices AVH e HMS, para os diversos locais, não são significativas ($p = 0,130$).

Relativamente ao habitat ripícola, o QBR foi o índice para o qual se obtiveram mais locais avaliados com uma qualidade excelente, 12,5%, ao passo que com o RQI foram

avaliados 6,25% dos locais como sendo excelentes (fig. 15). Tendo em conta o resultado do teste de *Wilcoxon* ($p= 0,257$), pode-se afirmar que não existem diferenças significativas entre as classificações da qualidade das zonas ripícolas, para os mesmos pontos, obtidas com os métodos em questão.

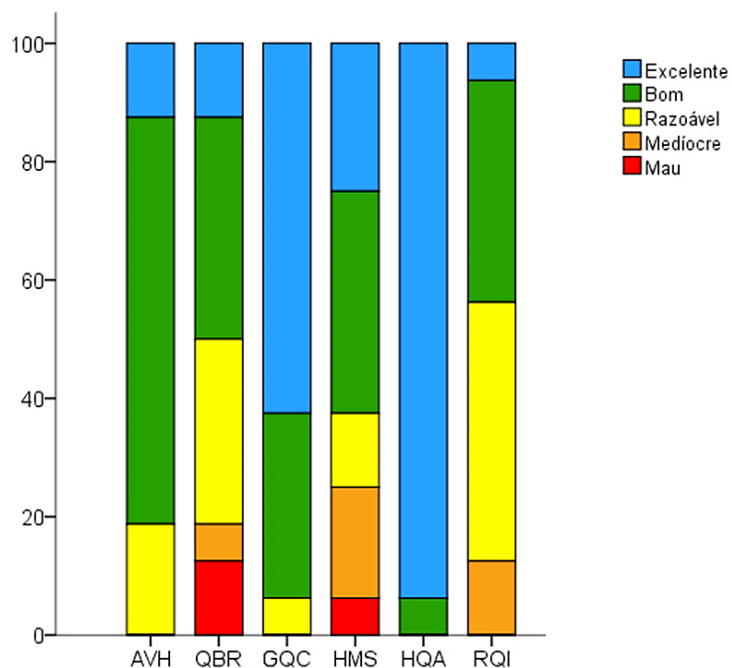


Figura 15. Distribuição das diferentes classes de qualidade dos habitats ripícola e fluvial, em percentagem, avaliados pelos índices AVH, QBR, GQC, HMS, HQA e RQI, em 16 locais no rio Paiva.

5. DISCUSSÃO

5.1. Qualidade do habitat fluvial

Os habitats fluviais no rio Paiva encontram-se relativamente bem conservados, com diversos locais avaliados com uma qualidade excelente. Destacam-se os pontos R3, R6 e R7, no concelho de Castelo de Paiva, bem como o ponto R12, no concelho de Arouca, uma vez que para além de classificados com uma qualidade ecológica excelente, não foram registadas quaisquer artificializações (anexo VI, figuras 3, 6, 7 e 12), nomeadamente através da aplicação do índice HMS (tabela 12). O ponto R13, em Castro Daire, também merece destaque pelas características de elevado valor conservacionista que apresenta, designadamente a riqueza em estruturas morfológicas fluviais (anexo VI, fig. 13). Assim, os locais uma excelente qualidade ecológica do habitat fluvial, isto é, em estado natural ou muito próximo deste, apresentam um elevado interesse para conservação e proteção, de forma a manter o estado atual e a prevenir alterações futuras (Ferreira *et al.*, 2001; Iriarte & García, 2008). Adicionalmente, estes troços de rio são muito importantes para a conservação de espécies fauna aquática e ribeirinha ameaçadas, destacando-se, para o Sítio rio Paiva, a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*), a lontra (*Lutra lutra*), o lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*) e o mexilhão-do-rio (*Margaritifera margaritifera*) (ICNF, 2006b; Claro, 2010).

Os pontos R15 e R16, ambos no concelho de Vila Nova de Paiva, foram avaliados com uma qualidade razoável, o que indica que diversos atributos da estrutura física do rio estão moderadamente alterados. Nestes dois troços fluviais, a presença de uma mini-hídrica (anexo VI, fig. 15a), as extensas das artificializações do leito e das margens, bem como as de obras de construção de um parque urbano e de uma praia fluvial na planície aluvial do rio Paiva⁵ (anexo VI, fig.16), consideram-se como sendo fatores responsáveis, em grande parte, da qualidade ecológica inferior registada. Portanto, são locais prioritários de intervenção ao nível do restauro ecológico, sendo necessário, em primeiro lugar, eliminar ou reduzir pressões e impactos tanto quanto possível (Ferreira *et al.*, 2001; Arizpe *et al.*, 2009; González del Tánago *et al.*, 2012).

⁵ Segundo as declarações feitas pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA) à ONGA “SOS Rio Paiva”, as obras não apresentam qualquer tipo de enquadramento legal, isto é, não existem as licenças nem as autorizações necessárias para a sua concretização, pelo que a autarquia de Vila Nova de Paiva está a ser alvo de um processo-crime, por violação das regras urbanísticas (SOS Rio Paiva, 2013). Acresce que, apesar da obra de ter sido embargada em novembro de 2012 pelo ICNF, na altura da visita ao local, em maio de 2013, constatou-se que as obras decorriam sem quaisquer condicionamentos.

5.1.1. Qualidade do habitat fluvial entre tipos de rio

A qualidade ecológica dos habitats fluviais apresenta diferenças significativas entre os tipos de rio analisados. Contudo, e contrariamente ao descrito por autores como Pardo *et al.* (2002), Palma *et al.* (2009), Barquín *et al.* (2011) e Garófano-Gómez (2013), a qualidade é superior nos locais situados no segmento terminal, decrescendo, sensivelmente, de jusante para montante, isto é, entre os tipos de rios do Norte de Média-Grande Dimensão ($N1 > 100$) e rios Montanhosos do Norte (M).

Este gradiente longitudinal pode ser explicado pelo facto do rio Paiva percorrer, no seu troço inicial, um planalto - Planalto da Nave - onde as populações se encontram frequentemente concentradas nas planícies aluviais (anexo VI, fig. 15d), outrora atraídas pelos solos férteis, o que contribuiu para o incremento das modificações artificiais, bem como para a diminuição da naturalidade e diversidade da estrutura física do sistema fluvial. No seu troço médio e final, o rio Paiva, correndo em vale encaixado, apresenta troços cujos habitats fluviais se encontram em melhor estado ecológico. As vertentes de declive elevado (anexo VI, figuras 6c e 7d) dificultaram a instalação de populações nas margens do rio, não se verificando assim uma elevada pressão antrópica, muitas vezes responsável, direta ou indiretamente, pela degradação dos habitats (ICNF, 2006b; Arizpe *et al.*, 2009).

É também importante referir que o rio Paiva, apesar de classificado como Rio Montanhoso do Norte (M) sensivelmente a partir do concelho de São Pedro do Sul até à sua nascente, em Moimenta da Beira, não apresenta o declive acentuado que normalmente caracteriza os rios montanhosos (Wohl, 2000; INAG, 2008), o que pode ter influência ao nível da diversidade de estruturas morfológicas fluviais e, consequentemente, na avaliação do estado ecológico.

5.2. Qualidade do habitat ripícola

Tendo em conta os resultados obtidos, pode-se afirmar que os habitats ripícolas no rio Paiva apresentam alguns problemas de conservação. Como referido na ficha do SIC rio Paiva (ICNF, 2006b), uma das principais ameaças provém da invasão das margens e encostas por *Acacia dealbata*. Esta invasora lenhosa forma povoamentos muito densos e apresenta, entre outras consequências nefastas, efeitos alelopáticos, impedindo o desenvolvimento de outras espécies (Marchante *et al.*, 2009). A presença de *A. dealbata* pode ser explicada pelo facto dos ecossistemas fluviais serem muito propensos a invasões por plantas exóticas, uma vez que atuam como corredores de

invasão que promovem o estabelecimento, a dispersão e a propagação destas espécies (Planty-Tabacchi *et al.*, 1996; Hood & Naiman, 2000; Aguiar, 2004; Richardson *et al.*, 2007; Greene, 2013). Acresce que um dos ambientes preferenciais de invasão de *A. dealbata* são terrenos frescos dos vales ou margens dos cursos de água (Marchante *et al.*, 2005). De facto, foram observados densos povoamentos desta espécie em praticamente todos os troços fluviais amostrados (anexo VI, figuras 2b, 4e e 12d), com exceção dos locais inseridos no tipo de Rio Montanhoso do Norte. Assim, um dos atributos da vegetação ripícola com uma pontuação sistematicamente inferior é aquele que diz respeito à composição da vegetação (Munné *et al.*, 2003; Tánago & Jálón, 2006), uma vez que foi identificada a presença de *A. dealbata*, em muitos casos ocupando uma grande percentagem de cobertura das margens.

As alterações no uso do solo - práticas agrícolas, instalação de monoculturas de eucalipto e pinheiro-bravo, ocupação urbana -, frequentemente associadas à destruição e fragmentação da vegetação ripícola, tal como a presença de pequenos empreendimentos hidroelétricos, são alguns dos fatores que se consideram como sendo também responsáveis pela diminuição da qualidade ecológica dos habitats ripícolas no Sítio de Interesse Comunitário rio Paiva (Munné *et al.*, 2003; Naiman *et al.*, 2005; Tánago & Jálón, 2006).

Os pontos R11 e R13, avaliados com uma qualidade ecológica excelente, consideram-se como sendo locais de conservação e proteção prioritários, não só pela naturalidade do habitat ripícola, mas também pelas formações paisagistas associadas ao corredor fluvial (anexo VI, figuras 11 e 13) (Ferreira *et al.*, 2001; Munné *et al.*, 2003; Tánago & Jálón, 2011). Tal como os habitats fluviais, os locais que apresentam um ripário em condições excelentes são essenciais para a conservação de espécies de fauna aquática e ribeirinha, destacando-se a toupeira-de-água, uma espécie muito dependente do corredor ripícola (ICNF, 2006b; ICNF, 2006c).

Nos pontos R15 e R16, ambos avaliados com uma qualidade medíocre, a maioria dos atributos da zona ripícola encontram-se moderadamente alterados. Devem então ser aplicadas medidas de reabilitação ou de restauro, de forma a melhorar e a recuperar funções hidrológicas e ecológicas, sendo essencial reduzir pressões e impactos tanto quanto possível e elaborar medidas de compensação para melhorar as condições ambientais (Tánago & Jálón, 2006; Tánago & Jálón, 2011).

5.2.1. Qualidade do habitat ripícola entre tipos de rio

Contrariamente aos resultados descritos por Barquín *et al.* (2011), não se verificou uma diferença significativa na qualidade dos habitats ripícolas entre diferentes tipos de rio. Diversos autores (Suaréz *et al.*, 2002; Munné *et al.*, 2003; Barquín *et al.*, 2011; Garófano-Gómez, 2013) referem ainda que os troços fluviais com uma melhor qualidade do ripário são encontrados predominantemente em rios montanhosos, ou seja, nos troços de cabeceira, o que não é totalmente verdade para o caso do rio Paiva.

Apesar das diferenças obtidas não serem estatisticamente significativas, os habitats ripícolas em pior estado ecológico, avaliados com uma qualidade medíocre, foram encontrados em Vila Nova de Paiva, concelho inserido no tipo de rio Montanhoso do Norte (M). À semelhança do que aconteceu com os habitats fluviais, a menor qualidade ecológica do ripário nos troços de rio mais a montante pode ser explicada pela considerável pressão antrópica verificada (anexo VI, figuras 15 e 16), ainda que não tenha sido observada a espécie invasora lenhosa *Acacia dealbata*.

Seria importante avaliar mais locais no segmento do rio Paiva correspondente ao tipo de Rio Montanhoso do Norte, de modo a compreender melhor a relação entre a tipologia fluvial e o estado ecológico dos habitats ripícolas.

5.3. Relação entre a qualidade dos habitats ripícola e fluvial

Como demonstrado noutros estudos onde também se utilizaram métodos de avaliação visual (Pardo *et al.*, 2002; Barquín *et al.*, 2011; Belmar *et al.*, 2013), no rio Paiva a qualidade do ripário está positivamente relacionada com a qualidade do habitat fluvial. Efetivamente, a capacidade de estabilização do leito e das margens, a retenção de sedimentos e a promoção da diversidade intrafluvial, são algumas das funções das zonas ripícolas e da vegetação associada que contribuem para a melhoria do estado ecológico do habitat físico de cursos de água (Ferreira *et al.*, 2001; Aguiar, 2004; Naiman *et al.*, 2005; Garófano-Gómez, 2013).

Apesar de diversas correlações estatisticamente significativas obtidas, a relação mais forte foi alcançada entre os índices RQI e HMS. Estes resultados indicam, como seria de esperar, que a artificialização da estrutura física do rio – modificações nas margens e no leito e presença de estruturas artificiais - afeta negativamente diversos atributos da zona ripícola - continuidade longitudinal e lateral, regeneração natural, composição e estrutura da vegetação ripícola, permeabilidade dos solos, entre outros (Garófano-Gómez *et al.*, 2011; Tánago & Jalón, 2011; Belmar *et al.*, 2013).

Adicionalmente, como apontado por Barquín *et al.* (2011), a natureza mais contínua do índice RQI e a aplicação menos subjetiva do HMS, calculado a partir das informações recolhidas através da utilização do RHS, podem explicar os resultados obtidos.

O HQA, uma medida da diversidade e naturalidade da estrutura física de sistemas fluviais, foi o único índice para o qual não se registaram correlações significativas entre os métodos QBR e RQI, usados para avaliar a qualidade do habitat ripícola. Vários autores (Cortes *et al.*, 2008; Raven *et al.*, 2009; Ferreira *et al.*, 2011) reconhecem as dificuldades de aplicação do RHS em rios portugueses, especialmente no que concerne ao índice HQA, uma vez que este método foi originalmente desenvolvido para ser utilizado no Reino Unido. De facto, o uso dos solos, os tipos de vegetação do canal, as espécies de plantas invasoras e a diversidade de substratos do leito são alguns dos atributos avaliados pelo índice que se consideram como não sendo totalmente representativos das características presentes nos sistemas fluviais portugueses (Raven *et al.*, 2009; Ferreira *et al.*, 2011). É assim fundamental proceder a diversas adaptações de forma a colmatar as lacunas do RHS (INAG, 2012c), todavia sem efetuar grandes alterações à metodologia original, como sugerido por Ferreira *et al.* (2011).

5.4. Dinâmica temporal

Contrariamente aos resultados descritos por Pardo *et al.* (2002) para diversos rios mediterrânicos em Espanha, a avaliação da qualidade ecológica dos habitats fluvial e ripícola no rio Paiva não apresentou variações entre o outono e a primavera, ou seja, não se verificou uma influência significativa da sazonalidade na classificação da maioria dos atributos considerados pelos índices.

O clima é um importante fator a considerar em ecologia fluvial, uma vez que controla o regime hidrológico (Ibáñez *et al.*, 2011); por sua vez, o regime hidrológico é um dos principais determinantes do habitat físico de rios (Belmar *et al.*, 2013). De facto, em consequência da acentuada sazonalidade no regime pluviométrico, os sistemas fluviais mediterrânicos exibem um regime intermitente de caudais e uma dependência da água subterrânea nos meses quentes e secos de verão. Nas regiões mediterrânicas mais húmidas, os cursos de água conseguem manter um caudal permanente ou pelo menos ter água subterrânea ao longo de todo o ano. Adicionalmente, a grande redução da precipitação nos meses de verão tem repercussões na composição florística e na cobertura das espécies durante a estiagem (Gasith & Resh, 1999; Aguiar, 2004; Ferreira *et al.*, 2011; Garófano-Gómez, 2013).

Como foi referido anteriormente, o rio Paiva está situado numa zona de fronteira entre a região Eurosiberiana e a região Mediterrânica, bem como entre o macrobioclíma temperado e o macrobioclíma mediterrânico (Monteiro-Henriques, 2010). Assim, a área correspondente à sub-bacia hidrográfica do Paiva não apresenta uma variação anual do regime pluviométrico e, conseqüentemente, do regime hidrológico, tão acentuada como o que se regista, por exemplo, nas bacias das regiões mais áridas do Sul da Península Ibérica (Pardo *et al.*, 2002; Aguiar, 2004; Aguiar *et al.*, 2006; Ferreira & Aguiar, 2006; Belmar *et al.*, 2013), o que pode justificar os resultados obtidos neste trabalho.

Contudo, e a fim compreender melhor a dinâmica temporal das diversas características do habitat fluvial e da vegetação ripícola no rio Paiva, seria importante realizar amostragens também no inverno e no verão, de modo a recolher informações relativas às quatro estações do ano (Pardo *et al.*, 2002).

5.5. Enviesamento das observações

A subjetividade é uma das principais desvantagens referidas aquando da aplicação de métodos visuais de avaliação da qualidade ecológica de rios e das suas áreas ripícolas (Boulton, 1999; Innis *et al.*, 2000; Munné *et al.*, 2003; Ward *et al.*, 2003; Arizpe *et al.*, 2009; Fernández *et al.*, 2011). Segundo Barquín *et al.* (2011), os índices podem ser alvo de diferentes interpretações, estando os seus os valores finais sujeitos a um elevado grau de subjetividade. Barbour *et al.* (1999) mencionam que a correta interpretação das características ambientais está dependente dos conhecimentos e da experiência do observador.

No caso do rio Paiva, os resultados obtidos indicam que existem diferenças significativas entre as pontuações atribuídas, pelos observadores *a* e *b*, aos índices AVH e RQI, que avaliam a qualidade do habitat fluvial e da zona ripícola, respetivamente. Estas diferenças podem ser explicadas pelo facto do observador *b* ter menos experiência na aplicação das metodologias visuais, com conseqüências ao nível da interpretação dos diferentes atributos ambientais. Diversos autores (ex.: Hannaford *et al.*, 1997; Barbour *et al.*, 1999; Munné *et al.*, 2003) referem que o problema do enviesamento das observações pode ser minimizado através de uma formação adequada, onde se privilegie uma forte componente prática.

5.6. Comparação dos resultados obtidos entre métodos

Relativamente à avaliação do habitat fluvial, constatou-se que existem diferenças significativas entre as classificações obtidas, para cada ponto, com as diversas metodologias utilizadas. O índice HQA foi o que se revelou menos eficaz para avaliar a qualidade ecológica dos habitats fluviais no rio Paiva. Como referido anteriormente, este índice não é o mais indicado para avaliar a diversidade e naturalidade da estrutura física dos sistemas fluviais portugueses (INAG, 2012c). A elevada percentagem de locais classificados por este método com uma qualidade excelente, em troços de rio que se consideraram não apresentar condições para tal (ex.: pontos R14 e R15), indica a sua inadequabilidade. Segundo Cortes *et al.* (2008), o índice HQA apresenta fortes limitações na discriminação entre locais de referência e locais perturbados, revelando-se ineficaz na avaliação da perturbação da estrutura física de cursos de água. É assim fundamental efetuar alterações ao RHS, bem como aos seus índices derivados, em especial o HQA, uma vez que foi adotado pelo INAG como a metodologia oficial para avaliação das condições hidromorfológicas no âmbito da DQA (Raven *et al.*, 2009; Ferreira *et al.*, 2011; INAG, 2012c).

O GQC tem sido maioritariamente aplicado na Região Hidrográfica do Douro, mais concretamente na área correspondente ao Nordeste Transmontano – rios Tua, Sabor, Rabaçal, Tuela, entre outros (Claro, 2010; Silva, 2010; Nogueira, 2011; Parada, 2012). Contudo, e a par do índice HQA, não se revelou muito adequado para a avaliação de habitats fluviais no rio Paiva, devido à elevada percentagem de locais classificados como tendo uma qualidade excelente, o que indica que o índice em questão não é capaz de efetuar uma discriminação entre locais com diferentes níveis de perturbação. Uma explicação possível poderá ser que o GQC apresenta uma área geográfica de aplicação muito restrita, sendo necessário efetuar adaptações para que seja viável a sua utilização noutros locais. Adicionalmente, a sua natureza descontínua – realizado em pelo menos três transectos com distâncias entre si de 20m - pode também ser responsável pelas diferenças nos resultados obtidos relativamente aos índices HMS e AVH, que são aplicados mais continuamente.

Como tal, os índices que demonstraram maior potencial para a avaliação da condição ecológica de habitats fluviais no rio Paiva são o AVH, que avalia a capacidade de um determinado local no suporte da vida aquática, e o HMS, que quantifica a extensão da intervenção humana (Raven *et al.*, 1998; Barbour *et al.*, 1999).

Quanto aos métodos de avaliação do habitat ripícola, não existem diferenças significativas entre as classificações, para cada ponto, obtidas com os índices QBR e

RQI. Tal como descrito em Barquín *et al.* (2011), estes índices deram origem a avaliações semelhantes para a qualidade do ripário, com as maiores diferenças verificadas nas classes excelente e mau. Assim, ambos se revelaram eficazes para avaliar o estado ecológico de áreas ripícolas no rio Paiva.

6. CONCLUSÃO

Um dos objetivos desta dissertação era o de contribuir para o aumento do conhecimento sobre o grau de conservação do rio Paiva e do seu vale, que se considera ter sido alcançado. De facto, apesar da área de estudo estar incluída em território da Rede Natura 2000, a informação existente sobre o seu estado de conservação é escassa, o que revela importantes lacunas no conhecimento não só das principais ameaças, mas também do estado dos habitats naturais e seminaturais e das espécies de fauna e flora presentes.

Apesar dos métodos de avaliação visual terem revelado algumas desvantagens, nomeadamente a subjetividade na interpretação de alguns índices, a sua aplicação permitiu não só classificar o estado ecológico dos habitats fluviais e áreas ripícolas no rio Paiva, mas também diagnosticar os seus principais problemas. Estes métodos apresentam assim uma grande potencialidade na gestão de ecossistemas fluviais, úteis para as fases de monitorização e diagnóstico, para a elaboração de estratégias de restauro, bem como para avaliações pós-projeto.

Os principais fatores que se consideram como responsáveis pela diminuição da qualidade dos habitats fluviais e ripícolas no rio Paiva são as alterações no uso dos solos, ou seja, as práticas agrícolas nas planícies aluviais, a implementação de monoculturas de eucalipto e de pinheiro-bravo e a ocupação urbana, bem como a invasão das margens e encostas por *Acacia dealbata*. A presença de mini-hídricas e as artificializações do leito e das margens também constituem importantes promotores de alterações. É essencial desenvolver e implementar projetos de restauro/reabilitação fluvial nos locais assinalados como prioritários, de modo a atingir os objetivos definidos pela DQA, nomeadamente o de alcançar o Bom Estado das massas de água em 2015.

Com este trabalho foi ainda possível analisar quais os métodos mais adequados para avaliar a qualidade dos elementos hidromorfológicos em rios portugueses, destacando-se, para o efeito, os índices QBR e RQI, para as áreas ripícolas, e os índices AVH e HMS, para os habitats fluviais.

Os resultados obtidos neste estudo revelam importantes implicações para a implementação de estratégias e ações no âmbito da conservação e do restauro/reabilitação, uma vez que são identificados os principais elementos e causas dos constrangimentos existentes, facilitando então o estabelecimento de prioridades de gestão fluvial.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, M.I. (2006). Caudais ecológicos em Portugal: situação actual e perspectivas futuras. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Mestrado em Ecologia Aplicada. Porto, Portugal. 169 pp.
- ACA. 2006. Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos (protocolo HIDRI). Agencia Catalana del Agua (ACA). 160 pp.
- Aguiar, F.C., Ferreira, M.T., and Moreira, I. (2001). Exotic and native vegetation establishment following channelization of a western Iberian river. *Regulated Rivers: Research & Management* 17, 509-526.
- Aguiar, F. (2004). Vegetação ripícola em sistemas fluviais mediterrânicos. Influência dos ecossistemas envolventes. Dissertação de Doutoramento em Engenharia Florestal. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 337 p.
- Aguiar, F., and Ferreira, M.T. (2005). Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation* 32, 30-41.
- Aguiar, F., Ferreira, M., and Albuquerque, A. (2006). Patterns of exotic and native plant species richness and cover along a semi-arid Iberian river and across its floodplain. *Plant Ecology* 184, 189-202.
- Aguiar, F.C., Ferreira, M.T., Albuquerque, A., and Moreira, I. (2007). Alien and endemic flora at reference and non-reference sites in Mediterranean-type streams in Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17, 335-347.
- Aguiar F., Ferreira, M.T., Albuquerque, A., Rodriguez-González, P. (2008). Tipologia ripícola de sistemas fluviais portugueses. *Tecnologia da Água*, 3: 30-38.
- Allan, D., Erickson, D., and Fay, J. (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37, 149-161.
- Allan, J.D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 257-284.
- Allan, J.D., and Castillo, M.M. (2007). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters* (Springer Science+Business Media B.V.).

- Alves, M.H., Bernardo, J.M., Figueiredo, H.D., Martins, J.P., Pádua, J.P., Pinto, P., and Rafael, M.T. (2002). Directiva-Quadro da Água: Tipologias de rios segundo o Sistema A e o Sistema B em Portugal. Actas del III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva-Marco da Água: realidades y futuros. Sevilla, 13 a 17 de Novembro. 347-354 pp.
- ARH-N. (2011a). Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Douro (RH3): Relatório Técnico - versão para consulta pública. Administração da Região Hidrográfica do Norte, I.P. pp 226.
- ARH-N. (2011b). Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Douro (RH3): Relatório Técnico – anexo II, informação adicional, versão para consulta pública. Administração da Região Hidrográfica do Norte, I.P. pp 308.
- Arizpe, D., Mendes, A., and Rabaça, J.E. (2009). Zonas Ribeirinhas Sustentáveis. Um Guia de Gestão (Lisboa: Isa Press). 286 pp.
- Arthington, A.H., Naiman, R.J., McClain, M.E., and Nilsson, C. (2010). Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology* 55, 1-16.
- Bangash, R.F., Passuello, A., Sanchez-Canales, M., Terrado, M., López, A., Elorza, F.J., Ziv, G., Acuña, V., and Schuhmacher, M. (2013). Ecosystem services in Mediterranean river basin: Climate change impact on water provisioning and erosion control. *Science of The Total Environment* 458–460, 246-255.
- Barbour, M.T. (1997). The reinvention of biological assessment in the U.S. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 3, 933-940.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., and Stribling, J.B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. (EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.).
- Baron, J.S., Poff, N.L., Angermeier, P.L., Dahm, C.N., Gleick, P.H., Hairston, N.G., Jackson, R.B., Johnston, C.A., Richter, B.D., and Steinman, A.D. (2002). Meeting ecological and societal needs for freshwater *Ecol Appl* 12, 1247-1260.
- Barquín, J., Fernández, D., Álvarez-Cabria, M., and Peñas, F. (2011). Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers. *Limnetica* 30 (2), 329-346.
- Barquín, J., and Matínez-Capel, F. (2011). Preface: Assessment of physical habitat characteristics in rivers, implications for river ecology and management. *Limnetica*, 30 (2): 159-168.

- Barreira, J. (2012). Perspetivas de integração de protocolos de amostragem para monitorização de Habitats Florestais Ripários no âmbito da implementação de duas Diretivas Comunitárias (Diretiva Habitats e Diretiva-Quadro da Água). Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Mestrado em Ecologia, Ambiente e Território. Porto, Portugal. 84 pp.
- Belmar, O., Bruno, D., Martínez-Capel, F., Barquín, J., and Velasco, J. (2013). Effects of flow regime alteration on fluvial habitats and riparian quality in a semiarid Mediterranean basin. *Ecological Indicators* 30, 52-64.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N., and Hering, D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* 18, 31-41.
- Bjorkland, R., Pringle, C., and Newton, B. (2001). A Stream Visual Assessment Protocol (SVAP) for Riparian Landowners. *Environ Monit Assess* 68, 99-125.
- Boon, P.J., Holmes, N.T.H., and Raven, P.J. (2010). Developing standard approaches for recording and assessing river hydromorphology: the role of the European Committee for Standardization (CEN). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20, S55-S61.
- Boulton, A.J. (1999). An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshwater Biology* 41, 469-479.
- Brierley, G., and Fryirs, K. (2005). *Geomorphology and River Management: Applications of the River Styles Framework*. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 398pp.
- CAOP. (2012). Carta Administrativa Oficial de Portugal. URL: http://www.igeo.pt/produtos/cadastro/caop/caop_vigor.htm. (Acedido em 9 março 2013).
- Carvalho, L. (2008). Metodologias para a avaliação integrada dos impactos cumulativos em sistemas fluviais de pequenas bacias sujeitas a elevadas pressões antropogénicas. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar. Doutoramento em Ciências do Meio Aquático. Porto, Portugal. 198 pp.
- Carvalho, L., Cortes, R., and Bordalo, A. (2011). Evaluation of the ecological status of an impaired watershed by using a multi-index approach. *Environ Monit Assess* 174, 493-508.
- CCDRC (2002). Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro. Ficha do Rio Paiva (0059) URL: <https://www.ccdrc.pt/> (Acedido em 6 de março de 2013).

- Claro, A. M. (2010). Estudo de Populações de Mexilhão-de-Rio (*Margaritifera margaritifera* L.): Análise da Qualidade Ecológica de Ecossistemas Lóticos da Bacia Hidrográfica do Rio Tua (NE Portugal). Instituto Politécnico de Bragança, Escola Superior Agrária de Bragança. Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Bragança, Portugal. 87 pp.
- CNIG (2013). Centro Nacional de Información Geográfica. URL: <http://www.cnig.es/>. (Acedido em 9 março 2013).
- Comissão Europeia. (2000). Diretiva 2000/60/CE, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. L 327: 1-72, Bruxelas.
- Cortes, R. M. V. (1989). Biotipologia de Ecossistemas Lóticos do Nordeste de Portugal. Tese de Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 305 pp.
- Cortes, R.M.V., Teixeira, A., Crespi, A., Oliveira, S., Varejão, E., and Pereira, A. (1999). Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Lima. 1ª Fase. Análise e Diagnóstico da Situação de Referência (Componente Ambiental). Anexo 9. Ministério do Ambiente., 277.
- Cortes, R., Varandas, S., Hughes, S., and Ferreira, M.T. (2008). Combining habitat and biological characterization: Ecological validation of the river habitat survey. *Limnetica* 27, 39-56.
- Cortes, R., Varandas, V., Teixeira, A., Hughes, S., Magalhães, M., Barquín, J., Álvarez-Cabria, M., and Fernández, D. (2011). Effects of landscape metrics and land-use variables on macroinvertebrate communities and habitat characteristics. *Limnetica*, 30 (2): 347-362.
- Costa, J.C., Aguiar, C., Capelo, J., Lousã, M., and Neto, C. (1998). Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea*, 5-56.
- CRE-Porto. (2010). Um retrato da biodiversidade na Área Metropolitana do Porto. Centro Regional de Excelência em Educação para o Desenvolvimento Sustentável da Área Metropolitana do Porto. pp 37.
- Duarte, M.C., and Moreira, I. (2009). Flora aquática e ribeirinha. Administração da Região Hidrográfica do Algarve. 96 pp.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., *et al.* (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, 163-182.

- Elosegi, A., Díez, J., and Mutz, M. (2010). Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia* 657, 199-215.
- Elosegi, A., Flores, L., and Díez, J. (2011). The importance of local processes on river habitat characteristics: A Basque stream case study. *Limnetica* 30, 183-196 .
- Elosegi, A., and Sabater, S. (2013). Effects of hydromorphological impacts on river ecosystem functioning: a review and suggestions for assessing ecological impacts. *Hydrobiologia* 712, 129-143.
- Environment Agency. (2003). River Habitat Survey Guidance Manual: 2003 version. Environment Agency: Bristol.
- Fernandes, M.R., Aguiar, F.C., Silva, J.M.N., Ferreira, M.T., and Pereira, J.M.C. (2013). Spectral discrimination of giant reed (*Arundo donax* L.): A seasonal study in riparian areas. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 80, 80-90.
- Fernández, D., Barquín, J., and Raven, P. J. (2011). A review of river habitat characterization methods: indices vs. characterization protocols. *Limnetica*, 30(2): 217–234.
- Ferreira, M. T. (1992). Estrutura e dinâmica das comunidades de micrófitos lóticos da bacia hidrográfica do Rio Sorraia. Interferências dos ecossistemas agrários envolventes. Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa. 402 pp.
- Ferreira, M.T., R. V. Cortes, A.A. Albuquerque, R. Diogo, A. Teixeira and S. Oliveira. (2001). Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais. Relatório Final. PAMAF Medida 4-IED, Formação, Organização, Divulgação e Estudos Estratégicos. Acção 4.4. Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas. Instituto Superior de Agronomia e Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Lisboa, 378 p. + 2 Anexos.
- Ferreira, M. T., Albuquerque, A., Aguiar, F. C., and Sidorkewicz, N. (2002). Assessing reference sites and ecological quality of river plant assemblages from an Iberian basin using a multivariate approach. *Archiv f"ur Hydrobiologie*, 159: 121–145.
- Ferreira, M.T., Aguiar, F.C., and Nogueira, C. (2005). Changes in riparian woods over space and time: Influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management* 212, 145-159.
- Ferreira, M.T., and Aguiar, F. (2006). Riparian and aquatic vegetation in Mediterranean-type streams (western Iberia). *Limnetica*, 25, 411-424.

- Ferreira, J., Pádua, J., Hughes, S., Cortes, R., Varandas, S., Holmes, N., and Raven, P.J. (2011). Adapting and adopting River Habitat Survey: problems and solutions for fluvial hydromorphological assessment in Portugal. *Limnetica* 30 (2), 263-272.
- Frissell, C., Liss, W., Warren, C., and Hurley, M. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10, 199-214.
- Gasith, A., and Resh, V.H. (1999). STREAMS IN MEDITERRANEAN CLIMATE REGIONS: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annu Rev Ecol Syst* 30, 51-81.
- Garófano-Gómez V., Martínez-Capel, F., Peredo-Parada, M., Olaya Marín, E. J., Muñoz Mas, R., Soares Costa, R. M., and Pinar-Arenas, J. L. (2011). Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean river: The Serpis River (Spain). *Limnetica*, 30 (2): 307-328.
- Garófano-Gómez, V. (2013). Riparian vegetation patterns according to hydrogeomorphological factors at different spatial and temporal scales in Mediterranean rivers. Universitat Politècnica de València, PhD Program in Water and Environmental Engineering, Valencia, Spain.
- Gilvear, D.J., Spray, C.J., and Casas-Mulet, R. (2013). River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of Environmental Management* 126, 30-43.
- Goetz, S.J. (2006). Remote sensing of riparian buffers: past progress and futures prospects. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 42, 133-143.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., Lara, F., and Garilleti, R. (2006). Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la Directiva Marco del Agua. *Ingeniería Civil* 143, 97-108.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., and Román, M. (2012). River Restoration in Spain: Theoretical and Practical Approach in the Context of the European Water Framework Directive. *Environmental Management* 55, 123-139.
- Greene, S. L. (2013). A Roadmap for Riparian Invasion Research. *River Research and Applications*.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., and Cummins, K.W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *BioScience* 41, 540-550.

- Hannaford, M., Barbour, M., and Resh, V. (1997). Training Reduces Observer Variability in Visual-Based Assessments of Stream Habitat. *Journal of the North American Benthological Society* 16, 853-860.
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D. Solheim, A. L., and Wouter van, B. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of The Total Environment* 408, 4007-4019.
- Herringshaw, C. (2009). Stream ecosystems in human-dominated landscapes: investigating land use impacts and integrating public participation, restoration, and research. Iowa State University. Master of Science. Iowa, USA.
- Hynes, N. (1975). The stream and its valley. *Verhandlungin Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie* 19, 1–15.
- Hood, W.G., and Naiman, R. (2000). Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148, 105-114.
- Ibísate, A., Ollero, A., and Díaz, E. (2011). Influence of catchment processes on fluvial morphology and river habitats. *Limnetica*, 30 (2): 169-182 .
- ICNF. (2006a). 9580*Florestas mediterrânicas de *Taxus baccata*. Habitats naturais, Plano Sectorial da Rede Natura 2000. Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.
- ICNF. (2006b). Sítio de Interesse Comunitário rio Paiva. Plano Setorial da Rede Natura 2000. Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas. 10 pp.
- ICNF. (2006c). Toupeira de água (*Galemys pyrenaicus*). Plano Setorial da Rede Natura 2000. Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas.
- ICNF. (2012). Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas. URL: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/cart/map-ap-rn2000-pt>. (Acedido em 22 março 2013).
- IGeo. (2013). Instituto Geográfico do Exército. URL: <http://www.igeoe.pt/>. (Acedido em 9 março 2013).
- IM, I.P. (2011). Atlas Climatológico Ibérico - 1971-2000: Temperatura do Ar e Precipitação. Instituto de Meteorologia, I.P. pp 80.
- INAG, I. P. (2002). Plano Nacional da Água – Volume II. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

- INAG, I.P. (2006). Implementação da Diretiva Quadro da Água (2005-2006). Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. 16 pp.
- INAG, I.P. (2008). Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.
- INAG, I.P. (2009). Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais - Rios e Albufeiras. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. pp 71.
- INAG, I.P. (2012a). Instituto da Água. URL: <http://dqa.inag.pt/index.html>. (Acedido em 2 de abril 2013).
- INAG, I.P. (2012b). Instituto da Água. URL: http://dqa.inag.pt/implementacao_Hidromorfologia2.html. (Acedido em 18 de janeiro 2013).
- INAG, I.P. (2012c). Relatório de Actividades River Habitat Survey 2009-2011. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. Instituto da Água, I.P. Departamento de Ordenamento e Regulação do Domínio Hídrico. Divisão de Administração das Utilizações.
- Innis, S., Naiman, R., and Elliott, S. (2000). Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. *Hydrobiologia* 422-423, 111-131.
- Iriarte, F. and García, J. (2008). Manual para la Restauración de Riberas en la Cuenca del Río Segura. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Mario. Confederación Hidrográfica del Segura. 230pp.
- Irvine, K. (2004). Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14, 107-112.
- Logan, P., and Furse, M. (2002). Preparing for the European Water Framework Directive — making the links between habitat and aquatic biota. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12, 425-437.
- Maddock, I. (1999). The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41, 373-391.
- Malanson, G.P. (1993). *Riparian Landscapes* (Cambridge: Cambridge University Press).

- Malmqvist, B., and Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29, 134-153.
- Marchante, H., Marchante, E., and Freitas, H. (2005). Plantas Invasoras em Portugal - fichas para identificação e controlo. Ed. dos autores. Coimbra.
- Marchante, H., Marchante, E., and Freitas, H. (2009). Guia prático para a identificação de Plantas invasoras de Portugal Continental. Imprensa da Universidade de Coimbra, 1ª Edição, pp. 183.
- Meixler, M., and Bain, M. (2010). Landscape scale assessment of stream channel and riparian habitat restoration needs. *Landscape and Ecological Engineering* 6, 235-245.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- Monteiro-Henriques, T. (2010). Landscape and phytosociology of the Paiva river's hydrographical basin. Instituto Superior de Agronomia. Doutoramento em Arquitetura Paisagista. Lisboa, Portugal. pp. 336.
- Mooney, H., Larigauderie, A., Cesario, M., Elmquist, T., Hoegh-Guldberg, O., Lavorel, S., Mace, G.M., Palmer, M., Scholes, R., and Yahara, T. (2009). Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1, 46-54.
- Moreira, I., Ferreira, M.T., Cortes, R., Pinto, P., Almeida, P. (2002) Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Ecologia, gestão e conservação. Instituto Nacional da Água, Lisboa.
- Moreira, A. (2012). Avaliação do impacto das descargas da ETAR de Castro Daire no rio Paiva. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água. Porto, Portugal. 101 pp.
- Munné, A., Solá, C., and Prat, N. (1998). Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua* 175, 20-37.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., and Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 147-163.
- Naiman, R.J., Decamps, H., and Pollock, M. (1993). The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications* 3, 209-212.

- Naiman, R.J., and Décamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology & Systematics* 28, 621.
- Naiman R., Bunn, S., Nilsson, C., Petts, G., Pinay, G., and Thompson, L. (2002). Legitimizing Fluvial Ecosystems as Users of Water: An Overview. *Environmental Management* 30(4):455-467.
- Naiman, R., Décamps, H., and McClain, M. (2005). *Riparia ecology, conservation, and management of streamside communities* (Elsevier Academic).
- Navarro-Llácer, C., Baeza, D., and de las Heras, J. (2010). Assessment of regulated rivers with indices based on macroinvertebrates, fish and riparian forest in the southeast of Spain. *Ecological Indicators* 10, 935-942.
- Newson, M.D., and Newson, C.L. (2000). Geomorphology, ecology and river channel habitat: mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Progress in Physical Geography* 24, 195-217.
- Newson, M., Sear, D., and Soulsby, C. (2012). Incorporating hydromorphology in strategic approaches to managing flows for salmonids. *Fisheries Management and Ecology* 19, 490-499.
- Nilsson, C., and Berggren, K. (2000). Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *BioScience* 50, 783-792.
- Nilsson, C., and Svedmark, M. (2002). Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes: Riparian Plant Communities. *Environmental Management* 30, 468-480.
- Nogueira, N. (2011). Impactos ambientais em ecossistemas lóticos do Norte de Portugal. Estudo da bio-ecologia e fisiologia de *Anodonta anatina* (L.) (Bivalvia, Unionidae). Instituto Politécnico de Bragança - Escola Superior Agrária. Mestrado em Tecnologia Ambiental. Bragança, Portugal., pp. 108.
- Norris, R.H., and Thoms, M.C. (1999). What is river health? *Freshwater Biology* 41, 197-209.
- Novais, A., Sedlmayr, A., Moreira-Santos, M., Gonçalves, F., and Ribeiro, R. (2010). Diet of the otter *Lutra lutra* in an almost pristine Portuguese river: seasonality and analysis of fish prey through scale and vertebrae keys and length relationships. *Mammalia: International Journal of the Systematics, Biology & Ecology of Mammals* 74, 71-81.
- Oliveira, A., Silva, F., and Marco (1999). *Rio Paiva*. (Arouca: Associação da Defesa do Património Arouquense).

- Oliveira, S.V., and Cortes, R.M.V. (2005). A biologically relevant habitat condition index for streams in northern Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15, 189-210.
- Orr, H.G., Large, A.R.G., Newson, M.D., and Walsh, C.L. (2008). A predictive typology for characterising hydromorphology. *Geomorphology* 100, 32-40.
- Palma A, Figueroa R, Ruiz VH. (2009). Evaluación de ribera y hábitat fluvial através de los índices QBR e IHF. *Gayana* 73, 57-63.
- Palmer, M.A., Menninger, H.L., and Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55, 205-222.
- Parada, M. (2012). Monitorização Ecotoxicológica da Qualidade da Água da Ribeira do Portelo (NE de Portugal). Instituto Politécnico de Bragança - Escola Superior Agrária. Mestrado em Tecnologia Ambiental. Bragança, Portugal., pp. 65.
- Pardo, I., Alvarez, M., Casas, J., Moreno, J., Vicas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Moya, G., Prat, N., Robles, S., Suarez, M., Toro M., and Vidal-Abarca, M. (2002). El habitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de habitat. *Limnetica* 21: 115-132
- Pereira, H., Domingos, T., Vicente, L., and Proença, V. (2009). Ecossistemas e Bem-Estar Humano. Avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment (Escolar Editora). 768 pp.
- Petersen, T., Klauer, B., and Manstetten, R. (2009). The environment as a challenge for governmental responsibility — The case of the European Water Framework Directive. *Ecological Economics* 68, 2058-2065.
- Pinto, T. (2011). Critérios de decisão de remoção de estruturas hidráulicas existentes em cursos de água. Aplicação a um trecho de um rio da área de jurisdição da ARH do Norte I.P. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Mestrado em Engenharia do Ambiente - ramo de Gestão. Porto, Portugal. , pp. 188.
- Planty-Tabacchi, A.-M., Tabacchi, E., Naiman, R.J., Deferrari, C., and Décamps, H. (1996). Invasibility of Species-Rich Communities in Riparian Zones. *Conservation Biology* 10, 598-607.
- Poff, N.L., and Ward, J.V. (1990). Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* 14, 629-645.

- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., and Stromberg, J.C. (1997). The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration, *BioScience* 47(11):769-784
- PROF-Tâmega. (2006). Plano Regional de Ordenamento Florestal do Tâmega: fase 2 - proposta de plano. Direção-Geral de Agricultura de Entre Douro e Minho. pp 245.
- Raven, P.J., Fox, P., Everard, M., Holmes, N.T.H., and Dawson, F.H. (1997). River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In: *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* P. J. Boon & D. L. Howell (eds.): 215-234. The Stationery Office, Edinburgh.
- Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Dawson, F.H., and Everard, M. (1998). Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8, 477-499.
- Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Charrier, P., Dawson, F.H., Naura, M., and Boon, P.J. (2002). Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12, 405-424.
- Raven, P.J., Holmes, N., Pádua, J., Ferreira, J., Hughes, S., Baker, L., Taylor, L., and Seager, K. (2009). River Habitat Survey in Southern Portugal, Results from 2009. Environment Agency, Bristol, 30 pp.
- Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Vaughan, I.P., Dawson, F.H., and Scarlett, P. (2010). Benchmarking habitat quality: observations using River Habitat Survey on near-natural streams and rivers in northern and western Europe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20, S13-S30.
- Richardson, D.M., Holmes, P.M., Esler, K.J., Galatowitsch, S.M., Stromberg, J.C., Kirkman, S.P., Pyšek, P., and Hobbs, R.J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13, 126-139.
- Rocha, A. (2001). Estudo da dinâmica espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentónicos do Rio Âncora. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Mestrado em Ecologia Aplicada. Porto, Portugal., pp. 110.
- Rodrigues, O., Teixeira, A., Gerales, A., Gonçalves, D., Fonseca, F., Castro, J.P., Castro, J., Fernandes, L.F., Cortêz, P., and Figueiredo, T. (2006). Esquema do modelo territorial: sistema biofísico. Plano Regional de Ordenamento de Trás-os-Montes e Alto Douro. Bragança: Instituto Politécnico de Bragança, Comissão de Coordenação e de Desenvolvimento Regional do Norte. 45 pp.

- Sánchez-Montoya, M.d.M., Arce, M.I., Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L., Prat, N., and Gómez, R. (2012). Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive. *Water Research* 46, 2257-2269.
- Silva, L. (2010). Avaliação da Qualidade Ecológica de Sistemas Lóticos da Bacia Hidrográfica do Rio Sabor (Bacia do Douro). Instituto Politécnico de Bragança - Escola Superior Agrária. Mestrado em Recursos Florestais. Bragança, Portugal., pp. 88.
- SNIamb. (2012). Sistema Nacional de Informação de Ambiente. Atlas do Ambiente. URL: <http://sniamb.apambiente.pt/clc/frm/>. (Acedido em 17 março 2013).
- SOS Rio Paiva - Associação de Defesa do Vale do Paiva. (2013). URL: <http://www.riopaiva.org/>. (Acedido em 18 Maio 2013).
- Steiger, J., Tabacchi, E., Dufour, S., Corenblit, D., and Peiry, J.L. (2005). Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems: a review for the temperate zone. *River Research and Applications* 21, 719-737.
- Suárez, M., Vidal-Abarca, M., Sánchez-Montoya, M., Alba, J., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Jáimez-Cuellar, P., Munné, T., *et al.* (2002). Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica* 31, 135 - 148.
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guilloy, H., Planty-Tabacchi, A.-M., Muller, E., and Décamps, H. (2000). Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes* 14, 2959-2976.
- Tánago, M., and Jalón, D. (2006). Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* 25, 389-402.
- Tánago, M., and Jalón, D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica* 30, 235-254.
- Tavares, J. (2006). Geologia da Região de Regoufe. Departamento de Geociências - Universidade de Aveiro. Mestrado em Ensino de Biologia e Geologia. Aveiro, Portugal. pp 142.
- Thorp, J.H., Thoms, M.C., and Delong, M.D. (2006). The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22, 123-147.

- Tockner, K., and Stanford, S. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29, 308-330.
- Vaughan, I.P., Diamond, M., Gurnell, A.M., Hall, K.A., Jenkins, A., Milner, N.J., Naylor, L.A., Sear, D.A., Woodward, G., and Ormerod, S.J. (2009). Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19, 113-125.
- Vaz, A. (2011). Patterns of lichen diversity in coastal sand-dunes of Northern Portugal: a community ecology perspective. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Mestrado em Ecologia, Ambiente e Território. Porto, Portugal. Pp 114.
- Verdonschot, P.M. (2000). Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. *Hydrobiologia* 422-423, 389-412.
- Verry, E.S., Dolloff, C.A., and Manning, M.E. (2004). Riparian ecotone: A functional definition and delineation for resource assessment. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4, 67-94.
- Vieira, António. (2001). A Serra de Montemuro. Contributo da Geomorfologia para a análise da paisagem enquanto recurso turístico. Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra. Mestrado em Geografia. Coimbra, Portugal. pp 212.
- USDA. (2012). United States Department of Agriculture. URL: <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/national/water/watersheds/>. (Acedido em 22 fevereiro 2013).
- Ward, J.V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8, 2-8.
- Ward, T.A., Tate, K.W., Atwill, E.R., Lile, D.F., Lancaster, D.L., McDougald, N., Barry, S., Ingram, R.S., George, H.A., Jensen, W., Frost, W. E., Phillips, R., Markegard, G.G., and Larson, S. (2003). A comparison of three visual assessments for riparian and stream health. *Journal of Soil and Water Conservation* 58, 83-88.
- Wiens, J.A. (2002). Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47, 501-515.
- Wohl, E. (2000). Mountain Rivers, *Water Resour. Monogr. Ser.*, vol. 14, 320 pp., AGU, Washington, D.C.

8. ANEXOS

Anexo I

Índice QBR (Qualidade do Bosque Ribeirinho)

1 – Grau de cobertura da zona ribeirinha

(Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação	
25	> 80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha (as plantas anuais não se contabilizam)
10	50-80% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
5	10-50% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
0	< 10% de cobertura vegetal da zona ribeirinha
+10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é total
+5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é superior a 50%
-5	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é entre 25 e 50%
-10	Se a conectividade entre o bosque ribeirinho e o ecossistema florestal adjacente é inferior a 25%

2 – Estrutura da cobertura (contabiliza-se toda a zona ribeirinha)

(Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação	
25	Cobertura de árvores superior a 75%
10	Cobertura de árvores entre 50 e 75% ou cobertura de árvores entre 25 e 50% e no resto da cobertura os arbustos superam os 25%
5	Cobertura de árvores inferior a 50% e o resto da cobertura com arbustos entre 10 e 25%
0	< 10% de cobertura de árvores ou de arbustos
+10	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é superior a 50%
+5	Se na margem a concentração de helófitos ou arbustos é entre 25 e 50%
+5	Se existe uma boa conexão entre a zona de arbustos e árvores com um sub-bosque
-5	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é > 50%
-5	Se as árvores e arbustos se distribuem em manchas, sem uma continuidade
-10	Se existe uma distribuição regular (linearidade) nos pés das árvores e o sub-bosque é < 50%

3 – Qualidade da cobertura vegetal (depende do tipo morfológico da zona ribeirinha*)

(Pontuação entre 0 e 25)

Pontuação		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
25	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	> 1	> 2	> 3
10	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	1	2	3
5	Número de espécies diferentes de árvores autóctones	-	1	1- 2
0	Sem árvores autóctones			
+10	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio, uniforme e ocupando > 75% da zona ribeirinha (em toda a sua largura)	> 2 > 3 > 4		
+5	Se existe uma continuidade da comunidade ao longo do rio (entre 50 – 75% da zona ribeirinha)			
+5	Se existe uma disposição em galeria de diferentes comunidades			
+5	Se o número de espécies diferentes de arbustos é:			
-5	Se existem estruturas construídas pelo homem			
-5	Se existe alguma espécie de árvore introduzida ** isolada			
-10	Se existem espécies de árvores introduzidas formando comunidades			
-10	Se existem lixos			




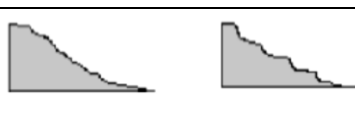

4 – Grau de naturalidade do canal fluvial

(Pontuação entre 0 e 25)


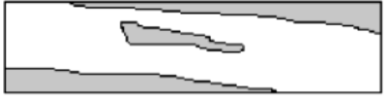
Pontuação	
25	O canal do rio não está modificado
10	Modificações nos terraços adjacentes ao leito do rio com redução do canal
5	Sinais de alteração e estruturas rígidas intermitentes que modificam o canal do rio
0	Rio canalizado na totalidade do troço
-10	Se existe alguma estrutura sólida dentro do leito do rio
-10	Se existe alguma represa ou outra infraestrutura transversal no leito do rio (ex.: açude)

Pontuação final (soma das pontuações anteriores):

***Tipo morfológico da zona ribeirinha**

Tipo de desnível da zona ripária		Pontuação	
		Esquerda	Direita
Vertical côncavo (declive > 75°), com uma altura não superável pelas máximas cheias.		6	6
Igual, mas com um pequeno talude ou margem inundável periodicamente (cheias normais).		5	5
Declive entre 45 e 75°. O declive conta-se como o ângulo entre a horizontal e a reta entre a zona de inundação e o último ponto da zona de ribeira.		3	3
Declive entre 20 e 45°.		2	2
Declive < 20°, zona ribeirinha uniforme ou plana.		1	1

Existência de uma ilha ou ilhas no meio do leito do rio

Largura do conjunto superior a 5m		-2
Largura do conjunto entre 1 e 5m		-1

Potencialidade para suportar uma massa vegetal ribeirinha. Percentagem de substrato duro com incapacidade para enraizar uma massa vegetal permanente.

> 80%	Não se pode medir
60 – 80%	+6
30 – 60%	+4
20 – 30%	+2
Pontuação total	

Tipo geomorfológico segundo a pontuação

> 8	Tipo 1	Zonas ribeirinhas fechadas, normalmente de cabeceira, com baixa potencialidade para suportar um extenso bosque de ribeira
5 – 8	Tipo 2	Zonas ribeirinhas com uma potencialidade intermédia para suportar uma zona vegetada, setores médios dos rios
< 5	Tipo 3	Zonas ribeirinhas extensas, setores baixos dos rios, com elevada potencialidade para possuir um bosque extenso

**** Espécies frequentes e consideradas alóctones**

- *Populus deltoides* - *Populus nigra* ssp. *italica* - *Ailanthus altissima* - *Robinia pseudo-acacia*
 - *Populus x canadensis* - *Salix babylonica* - *Celtis australis* - *Platanus x hispanica*

Anexo II

RQI (Riparian Quality Index)

FIELD DATA SHEET FOR ASSESSING RIPARIAN CONDITIONS

River: _____ Code station: _____ Date: _____

Observer: _____

Limits of River segment:

GPS beginning _____ GPS end: _____

Valley and channel cross-section:

1. DIMENSIONS OF LAND WITH RIPARIAN VEGETATION (AVERAGE WIDTH OF RIPARIAN CORRIDOR)															
Assess each margin separately. Identify the band containing riparian species (any species which presence is related to the river) and estimate its average width along the study reach. Look for restrictions to riparian corridor width due to human influence. If they do not exist, any width would be considered very good status. Take into account that riparian dimensions can be naturally reduced in confined valleys due soil constraints or the adjacent slopes.															
	Very Good			Good			Moderate			Poor			Bad		
	<i>No restrictions to riparian vegetation development and extension across the valley due to human influence.</i> Riparian vegetation is connecting with upland species, and covers all land between channel and adjacent slopes.			<i>Average width of Riparian corridor slightly restricted by human action.</i> In unconfined valleys, average width more than 3 active channel widths, or exceeding 60 m. In morphologically confined valleys, reductions in riparian width affect less than 30 % of riparian length.			<i>Average width of Riparian corridor moderately restricted by human action.</i> In unconfined valleys, average width between 3 and 1 active channel widths, or exceeding 30 m. In confined valleys, reduction in riparian width affect between 30 and 60 % of riparian length.			<i>Average width of Riparian corridor significantly reduced by human action.</i> In unconfined valleys, average width less than 1 active channel width. In confined valleys, reduction in riparian width affects more than 60 % or riparian length.			<i>Average width of Riparian corridor severely reduced, or non-existent due to human actions.</i> Channel banks connected to agricultural fields, urbanized areas or roads. Consider 0 score when the channel is laterally limited and connects with paved areas where riparian vegetation cannot grow.		
Left margin	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Right margin	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

2. LONGITUDINAL CONTINUITY, COVERAGE AND DISTRIBUTION PATTERN OF RIPARIAN CORRIDOR (WOODY VEGETATION)

Assess each margin separately, referred to the riparian vegetated area. Estimate longitudinal continuity and coverage based on distribution pattern of woody vegetation associations. Estimate intensity of fragmentation based on size and frequency of open areas created by human action, and land-use within these areas compromising corridor functions.

In natural conditions, different succession stages of riparian vegetation linked to floods variability and fluvial forms can be observed, resulting in a high heterogeneity of vegetation forms and floodplain geomorphic units, with open gravel and sand areas corresponding to “very good” status. Score the intensity of human intervention determining: a gradually loss of this heterogeneity linked to the continuous interaction between floods, sediments and vegetation; a decrease of natural continuity and coverage promoting fragmentation; or, by the contrary, an increase of mature forest continuity and coverage with homogeneous distribution pattern due to flow regulation and flood control.

	Very Good			Good			Moderate			Poor			Bad		
	<i>Continuity and Coverage of riparian corridor in natural condition.</i> Usually, different vegetation strata cover the full length of the segment, showing a heterogeneous pattern linked to natural fluvial forms and flood dynamics, without alterations related to human actions.			<i>Riparian corridor slightly cleared or fragmented by human intervention, or slightly induced by flow regulation.</i> Riparian vegetation covers the full length of the segment but with slightly reduced coverage, being higher than 60 % of natural coverage, and includes several strata; or it forms a dense but partly fragmented corridor, with open spaces less than 50 m long, free of land uses which may compromise corridor or filtering functions. // Or continuity and coverage of riparian corridor slightly promoted by flow regulation, with an increasing of tree dominance.			<i>Riparian corridor moderately fragmented or cleared by human intervention, or moderately induced by flow regulation.</i> Riparian vegetation covers the full length of the segment but with moderately reduced coverage (between 30 % and 60 % of the natural coverage), including several strata, or with a higher coverage but only of tree canopy layer. Or it appears in patches, leaving open spaces more than 50 m long, with agro-forest land uses that moderately compromise corridor and filtering functions. Or continuity and coverage of riparian corridor moderately promoted by flow regulation, showing a continuous and dense tree canopy layer containing shrubs.			<i>Riparian corridor significantly fragmented or cleared by human intervention, or significantly induced by flow regulation.</i> Riparian vegetation appears in small patches covering less than 30 % of the length of the segment, or refers to isolated tree or shrub individuals, with scattered rushes or bushes. Or more than 60 % of the riparian area has no vegetation and contains urban or agricultural occupations. // Or riparian corridor strongly promoted by flow regulation, containing only tree species.			<i>Riparian corridor intensively altered by human intervention.</i> Riparian vegetation is reduced to isolated trees or shrubs, leaving large open areas with buildings or land-uses that severely compromise corridor and filtering functions. Or there is no riparian woody species and only herbaceous communities exist due to human actions. Use the score 0 in areas where no woody riparian species exist (i.e. paved reaches) where natural riparian corridor functions are completely prevented.		
Left margin	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Right margin	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

3. COMPOSITION AND STRUCTURE OF RIPARIAN VEGETATION

Assess each margin separately. Identify natural composition and strata structure of riparian vegetation and natural succession stages for the study reach.

Look for differences between this potential vegetation and actual vegetation forms, number and coverage of exotic species and abundance of mats, reeds, nitrophilous or ruderal species.

	Very Good			Good			Moderate			Poor			Bad		
	<i>Riparian vegetation in natural condition.</i> Riparian corridor including a mix of species corresponding to the native vegetation associations of the river segment, with different strata (canopy, understory, ground) often including shade and climbing plants. No exotic species.			<i>Riparian vegetation slightly altered by human action.</i> Riparian corridor containing most of the species belonging to native vegetation associations of the river segment. 1 or 2 exotic species with less than 10 % coverage. // Scattered presence of <i>Rubus</i> , mats or reeds due to low-significant riparian land-use.			<i>Riparian vegetation moderately altered by human action.</i> Riparian corridor containing only certain species of potential vegetation associations, with scarcity of understory strata; or including exotic species with 10-30 % coverage // Moderate presence of <i>Rubus</i> , mats, reeds, thorny, ruderal or invasive herbaceous species (coverage less than 30 %) due to moderate intensity of riparian land-use.			<i>Riparian vegetation significantly altered by human action.</i> Riparian corridor containing only a small representation of potential vegetation forms, or including exotic species with 30-60 % coverage. // Abundance of <i>Rubus</i> mats, reeds, thorny ruderal or invasive herbaceous species (30-60 % cover) due to intensive riparian land-use.			<i>Riparian vegetation badly altered by human influence.</i> Riparian corridor with more than 60 % coverage of exotic species. Or dominance of <i>Arundo donax</i> formations, <i>Rubus</i> mats, ruderal or invasive species (coverage larger than 60 %), or overgrowth of dense herbaceous communities along the bank indicating artificial maintenance of water level, or nitrogenous enrichment. // Riparian vegetation only with grass due to human influence. // Consider score 0 when soil bank is sealed or paved and riparian vegetation is non-existent.		
Left margin	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Right margin	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

4. AGE DIVERSITY AND NATURAL REGENERATION OF WOODY SPECIES

Assess both margins jointly. Look for age diversity of main woody species. Try to locate where regeneration takes place and search for the main causes limiting regeneration when they exist.

Very Good			Good			Moderate			Poor			Bad		
Age diversity and regeneration of woody species in natural conditions. All age classes (seedlings, young, adult and mature individuals) of all woody species are observed in the riparian zone. // Or without human activities affecting natural riparian species regeneration.			Age diversity and regeneration of woody species slightly altered by human action. All age classes (seedlings, young, adult and mature individuals) of main woody species are observed at least in some locations within the entire riparian zone, but missing the youngest age classes of the most sensitive species. Human interventions with little effect on natural regeneration.			Age diversity and regeneration of woody species moderately altered by human action. Regeneration is confined to the pioneer species and only takes place in the proximal riparian zone. In the distal zone only adults and mature individuals are observed, with scarce representation of the youngest age classes. Human interventions with moderate effect on natural regeneration due to low-intense regulation of flows, soil ploughing, periodical fire, cattle grazing, etc.			Age diversity and regeneration of woody species significantly altered by human action. Regeneration restricted to 1-2 species, and to the banks. In the rest of the riparian area only adults or mature individuals are observed. Human interventions with significant effect on natural regeneration due to herbicides, channelization, water contamination, intense flow regulation, etc.			Age diversity and regeneration of woody species badly altered by human action. No or very little regeneration is observed, with very scarce youngest age classes and only in the sand or gravel bank-attached forms emerging in the active channel. In the rest of the riparian area only mature specimens exist, together with frequent dead individuals. Severe restrictions due to human action, preventing vegetation establishment. Use score 0 when riparian zone is completely sealed or paved, with no regeneration potential.		
15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

5. BANK CONDITIONS

Assess both margins jointly, referred to river banks at bank-full discharge. Look for indicators of naturalness (mobility, bank attached land forms, presence of woody debris and vegetation detritus, heterogeneity of water shore, etc.). Search for human influence determining bank instability, homogeneity of water shore, vegetation overgrowth in banks, incision or fine sediment deposition, revetments or direct alterations of bank-form, bank-height and bank-slope.

Very Good			Good			Moderate			Poor			Bad		
<p><i>Banks in natural condition.</i> Banks normally with heterogeneous water shoreline associated to natural bank-attached forms. Abundance of dead wood and vegetation detritus at lateral sides of channel. Fully developed riparian plant community firmly binding bank sediments along the total reach. Local erosion and sedimentation processes associated with channel bends could be observed, for example cliffs in the outer banks of meander, not related to human actions. // Channel morphology without human alterations.</p>			<p><i>Banks slightly modified by human action.</i> Banks forms and processes are altered in less than 10 % of total length. Presence of dead wood and vegetation detritus at lateral sides of channel. Natural fully developed riparian plant community binding the bank sediments in more than 60 % of total length and local erosion and sedimentation processes associated with low impact of human interventions affect less than 10 % of total length. // Channel cross-section slightly altered by human action, but without stabilization.</p>			<p><i>Banks moderately modified by human action.</i> Banks shape and processes moderately altered, devoid of vegetation and showing undercutting or mass failure due to human influence in 10-30 % of total length; or partially fixed with rip-rap or bioengineering techniques in less than 30 % of total length. // Emerging incision or bank accretion due to fine sediments deposition In less than 30 % of reach length. // Channel cross-section moderately altered by human action, with increased banktop height at both margins forming side-slopes with average slope smaller than 1V:4 H.</p>			<p><i>Banks significantly modified by human action.</i> Banks shape and processes significantly altered, devoid of vegetation and showing undercutting or mass failure due to human influence in 30-60 % of total length; or fixed with rip-rap or bioengineering techniques along 30-60 % of total length. // Moderate incision processes or significant accumulation of fine sediments in 30-60 % of total length. // Channel cross-section significantly altered by human intervention, over-deepened or with increased banktop height, forming mean side-slopes between 1V:4 H and 1V:2 H.</p>			<p><i>Banks badly altered by human action.</i> Banks fixed with bio-engineering or rip-rap revetments covering more than 60 % of the total length. // Significant incision or bank accretion due to massive fine sediment deposition along more than 60 % of the segment length. // Channel cross-section significantly altered by human intervention, over-deepened or with lateral embankments at both margins, forming uniform side-slopes steeper than 1V:2H. Consider score 0 when the banks are all paved and covered by concrete and any growth of vegetation is prevented.</p>		
15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

6. FLOODS AND LATERAL CONNECTIVITY

Assess both margins jointly. Look for intensity of flow regulation altering frequency and magnitude of floods and periodicity and area of flooding; and identify morphological changes or channelization works for preventing overflowing. In absence of flow data, look for inundation footprints on riparian and floodplain areas, such as woody debris and wastes hanging on vegetation after floods, open gravel and sand areas associated to secondary flood channels, vegetation detritus location, etc. Or assess lateral connectivity based on proximity of physical visible restrictions of flow accessibility to riparian zone.

Very Good			Good			Moderate			Poor			Bad		
<i>Natural flow regime and flood free access to riparian zones. Channel and floodplain topography in natural conditions, without any restrictions to over bank flooding. Abundance of dead wood and woody branches along the floodplain transported by large floods.</i>			<i>Floods and lateral connectivity slightly controlled by human action. Flow regulation with small reduction of bank-full discharge or natural ordinary floods frequency (return period between 2-10 years**); overflowing occurs at least two times every 10 years and inundates more than 50 % of riparian width. Presence of dead wood and woody branches along the banks transported by floods. // Or slight restrictions to flooding by small embankments located at a distance from the bank larger than 3 active channel widths.</i>			<i>Floods and lateral Connectivity moderately controlled by human action. Flow regulation with moderate reduction of magnitude and frequency of natural ordinary floods. Overflowing occurs at least once every 10 years and inundates more than 30 % of riparian width. // Or moderate restrictions to flooding, due to embankments located at a distance from the bank between 1 and 3 active channel widths, or due to a moderate deepening of channel.</i>			<i>Floods and lateral Connectivity significantly controlled by human action. Flow regulation with significant reduction of magnitude and frequency of natural floods; overflowing occurs only with large and low-frequent floods, around once every 25 years. // Or significant restrictions to flooding, due to river training and hydraulic engineering with embankments located at a distance from the bank less than one active channel width, or due to significant incision of channel.</i>			<i>Floods and lateral connectivity badly reduced by human action. Flow regulation with severe reduction of magnitude and frequency of natural floods; overflowing occurs rarely, only with very large floods, less than once every 25 years // Hard channelization works that severely reduce the flood-prone area. Consider score 0 in cases of very intense flow regulation or hard engineered reaches where only very extraordinary flows can inundate river margins.</i>		
15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

** Ordinary floods include the annual maximum flows around bank-full discharge, in which the return period usually oscillates between 1, 5-2 years in the permanent and more regular flow regimes, and 5-8 years in the temporal and with more variability flow regimes of semi-arid regions.

7. SUBSTRATUM AND VERTICAL CONNECTIVITY

Assess both margins jointly. Look for alterations of soil surface reducing natural infiltration capacity; and for alterations of substratum along soil profile that reduce original alluvial permeability, subsurface flows and groundwater connectivity. Alterations can be due to fillings that modify original soil material and seed-bank and reduce composition and diversity of native herbaceous communities; or to gravel mining that induces particle size changes or replaces original materials; or due to the presence of underground infrastructures that prevent subsurface flows.

Very Good			Good			Moderate			Poor			Bad		
<p><i>Riparian soil and subsurface flows in natural condition.</i> Soil surface covered by vegetation detritus and herbaceous plants, with original seed-bank and diversity of grass communities, and non altered infiltration capacity. Riparian substratum in natural condition, maintaining its original permeability. Preservation of subsurface flows and groundwater natural connectivity.</p>			<p><i>Riparian soil slightly modified by human actions.</i> Soil surface covered by vegetation detritus and grass in more than two thirds of the area. Bare zones, small trails or non-paved compacted areas due to cattle grazing, vehicles or recreation activities representing less than one third of the area, with no significant reduction of infiltration capacity along the study reach. Substratum in natural condition, preserving natural seed-bank, herbaceous communities and original permeability. Gravel mining and alterations to soil topography absent or of low significance, and connectivity of subsurface and groundwater flows is maintained. No fillings or excavations.</p>			<p><i>Riparian soil moderately modified by human actions.</i> Soil surface covered by vegetation detritus and grass in less than two thirds of the area. Soil surface ploughed, sealed or paved in less than 30 %, moderately reducing infiltration capacity. Or soil profile has been altered in less than 30 % of riparian area, because of gravel mining (topography and substrate particle size with moderate alterations), or sediment deposits (original seed-bank altered showing abundance of pioneer opportunistic herbaceous plants or dominance of bare soil). // Addition of inert materials, solid wastes or building debris in less than 30 % of the area moderately alters natural permeability and connectivity with subsurface and groundwater flows. // Presence of underground infrastructures as roads or pipes (water, electricity, oil) or addition of solid wastes or building debris affects less than 30 % of the area.</p>			<p><i>Riparian soil significantly modified by human actions.</i> Soil surface sealed, compacted or paved in 30-60% of the area, significantly reduce infiltration capacity. Or soil profile has been altered in 30-60 % of riparian area, because of gravel mining (topography and substrate particle size with moderate alterations), or sediment deposits (original seed-bank altered showing abundance of pioneer opportunistic herbaceous plants or dominance of bare soil). // Riparian substratum substituted by inert materials, solid wastes or building debris in 30-60 % of the riparian area. // Presence of underground infrastructures as roads or pipes (water, electricity, oil) or addition of solid wastes or building debris affects 30-60 % of the area, significantly altering subsurface flows and groundwater connectivity.</p>			<p><i>Riparian soil badly modified by human actions.</i> Riparian soils sealed or paved in more than 60 % of the area, severely compromise infiltration of water. Or soil profile has been deeply altered by gravel extraction, or by topography alterations degrading original soil and seed-bank in more than 60 % of the area. // Riparian substratum substituted by inert materials, solid wastes or building debris in more than 60 % of the riparian area. // Underground infrastructures as roads or pipes (water, electricity, oil) or addition of solid wastes or building debris affecting more than 60 % of the area, with strong alteration of subsurface flows and groundwater connectivity. Use score 0 when riparian zones are completely paved or excavated containing concrete infrastructures preventing any hydrological connectivity with channel.</p>		
15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Anexo III

GRAU DE QUALIDADE DO CANAL	Código:
(realizado em pelo menos três transectos com distâncias entre si de 20 metros)	

1- Presença de estruturas de retenção

Ausência de estruturas	4
Açude rústico semi-desagregado	3
Açude rústico bem consolidado	2
Açude ou barragem de betão	1

2- Estrutura do canal

$W/D < 7$, não ocorre inundação das margens	4
$W/D = 8-15$, inundação das margens rara	3
$W/D = 15-25$, inundação frequente das margens	2
$W/D < 25$, inundação muito frequente das margens	1

W – média de largura do leito molhado obtida nos transectos

D – média da profundidade máxima obtida nos transectos

3- Sedimentos e estabilidade do canal

Ausência de alargamento do canal ou de acumulações de materiais transportados; canal único	4
Algumas acumulações de materiais transportados; canal único	3
Línguas de cascalho, areia e limo; o leito de cheia apresenta canais independentes	2
Canal dividido em múltiplas línguas de areia e limo (ou rio canalizado)	1

4- Estrutura das margens

Margens estáveis com vegetação ripária contínua e estruturalmente complexa (árvores e arbustos); sem sinais de erosão	4
Margens estáveis mas com vegetação ripária fragmentada; alguns regos desprovidos de vegetação	3
Margens pouco consolidadas e mantidas por uma vegetação esparsa de herbáceas e arbustos	2
Margens com vegetação muito escassa e uniforme, rebaixadas pela erosão ao longo do troço	1

5- Alteração artificial das margens

Ausência quase completa de alteração artificial das margens	4
Uma das margens apresenta alterações moderadas (e.g., enrocamentos <30% do comprimento do troço)	3
Ambas as margens apresentam alterações moderadas (e.g., enrocamentos > 30% do comprimento do troço), ou uma delas está alterada significativamente (e.g., linearização da margem)	2
Como no caso anterior mas a estrutura da margem é de betão armado ou ciclópico	1

6- Heterogeneidade do canal

Canal curvilíneo e sequência lótica/lêntica muito marcada	4
Canal retilíneo com reduzida sequência lótica/lêntica	3
Velocidade praticamente constante ao longo de todo o troço	2
Zona lêntica artificial ou rio canalizado	1

7- Estrutura do leito

Tipo 1	Troços encaixados, normalmente de cabeceira e com muita rocha; baixa potencialidade de suportar um extenso bosque ribeirinho
Tipo 2	Troços com desníveis médios das margens; potencialidade intermédia para suportar um bosque ribeirinho; "zonas médias do rio"
Tipo 3	Troços com desníveis das margens muito pouco acentuados; potencialidade elevada para suportar um bosque ribeirinho; zonas baixas de alguns rios

TIPO 1 (troço em que predomina a erosão)

> 50% do material é constituído por granulometria > 25 cm (blocos)	8
> 50% do material é constituído por granulometria > 6,5 cm (pedra)	6
> 50% do material é constituído por granulometria > 2,0 cm (saibro)	3
Predomina a areia e limo (<50%)	1

TIPO 2 (troço em que predomina o transporte)

> 50% do material é constituído por blocos e pedras (> 6,5 cm)	8
50% do material é constituído por pedra ou superior (>6,5 cm)	6
> 25% do material é de dimensões superiores a cascalho (> 1,5 cm)	3
O material grosseiro (> 1,5 cm) é inferior a 10%	1

TIPO 3 (troço em que predomina a sedimentação)

> 50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grosseira (0,5 cm)	8
30-50% do material é constituído por dimensões superiores a areia grosseira (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina	6
< 30% do material é constituído por dimensões superiores a areia grosseira (0,5 cm) e o resto é formado por limo e areia fina	3
O leito é exclusivamente de limo e areia fina (< 0,125 cm)	1

8- Deposição de finos intersticiais

A % de finos é <5%	4
A % de finos é de 5 - 25%	3
A % de finos é de 25 - 50%	2
A % de finos é > 50%	1

Anexo IV

Avaliação Visual do Habitat (AVH)

Ponto:

Data:

Parâmetros a avaliar	Parâmetro do habitat	CATEGORIAS			
		Ótimo	Sub-ótimo	Marginal	Pobre
	1. Capacidade do substrato para acolher a epifauna	Mais de 70% de habitat favorável á colonização pela epifauna e à utilização pelos peixes; mistura de ramos, troncos submersos, blocos ou outros habitats estáveis e com potencial máximo de colonização (ex. troncos já com um certo tempo de deposição)	40-70% de mistura de habitats estáveis; boas condições para a total colonização; habitat adequado para a manutenção das populações; presença de substrato adicional recentemente depositado no canal e ainda não completamente apto para a colonização.	20-40% de mistura de habitats estáveis; disponibilidade de habitat inferior ao desejável; substrato frequentemente removido ou perturbado.	Menos de 20% de habitats estáveis; evidente falta de habitats; substrato inexistente ou instável.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
	2. Caracterização do substrato das poças	Mistura de diferentes tipos de substratos, com cascalho e areia como materiais dominantes; raízes e vegetação submersa comuns.	Mistura de areia, lama ou argila; a lama pode ser o tipo de material dominante; presença de algumas raízes e vegetação dominante.	Substrato constituído quase exclusivamente por lama, argila ou areia; poucas ou nenhuma raízes; ausência de vegetação submersa.	Substrato constituído por argila compacta ou rocha; ausência de raízes ou vegetação submersa.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
	3. Variabilidade das poças	Presentes poças do tipo: - grandes e baixas - grandes e profundas - pequenas e baixas - pequenas e profundas	A maioria das poças são do tipo grandes e profundas; muito poucas são de baixa profundidade.	Dominância das poças de fraca profundidade relativamente às de muita profundidade.	A maioria das poças é de baixa profundidade; ou poças inexistentes.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
	4. Deposição de sedimentos	Pouco ou nenhum aumento da superfície de ilhas e menos de 5% de substrato afetado pela deposição de sedimentos.	Algum aumento de formação de barreiras, constituídas, essencialmente, por cascalho, areia ou sedimentos finos; 5-30% do substrato afetado; pequena deposição de sedimentos nas poças.	Deposição moderada de cascalho, areia ou sedimentos finos em faixas novas ou antigas; 30-50% do substrato afetado; deposição de sedimento, nas obstruções e constrições do canal; deposição moderada de sedimento nas poças.	Pesados depósitos de materiais finos aumentam a formação de barreiras; mais de 50% do substrato em mudanças frequentes; quase ausência de poças devido à deposição de sedimentos.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
	5. Homogeneidade do fluxo de água no canal	A água corre pelos dois lados do canal, podendo apenas uma pequena parte do leito do rio não estar coberta por água.	A água corre por mais de 75% do canal; ou menos de 25% d canal não está coberto por água.	A água corre por 25-75% do canal, e /ou o substrato encontra-se exposto nas zonas de rápidos.	Muito pouca água no leito do rio e a maior parte confinada a poças.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

Parâmetros a avaliar	6. Alteração do canal	Canalização débil ou ausente; rio com um padrão normal.	Presente alguma canalização, usualmente em áreas de pontes; podem existir evidências de canalização antiga (dragagens, com idade superior a 20 anos), mas não existir canalização recente.	A canalização do rio pode ser extensiva; taludes ou escoras podem estar presentes em ambas as margens; 40-80% do rio corre canalizado ou com interrupções.	Margens limitadas por cimento ou muros; mais de 80% do rio corre canalizado ou com interrupções; os habitats aquáticos estão fortemente alterados ou inteiramente removidos.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
	7. Sinuosidade do canal	As curvas do rio aumentam 3 a 4 vezes o comprimento do rio, relativamente a um percurso linear. (Nota: a ramificação dos rios é considerada normal nas zonas costeiras e em outras zonas muito planas, tornando difícil a avaliação deste parâmetro nestas áreas)	As curvas aumentam o comprimento do rio 2 a 3 vezes relativamente a um percurso linear.	As curvas aumentam o comprimento do rio 1 a 2 vezes relativamente a um percurso linear.	O rio segue uma trajetória linear; geralmente em linhas de água canalizadas em longas distâncias.
	Pontuação	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
	8. Estabilidade das margens	Margens estáveis; pouca ou nenhuma evidência de erosão ou de derrocada das margens; fraco potencial para problemas futuros; menos de 5% das margens com problemas.	Margens moderadamente estáveis; pouca frequência de pequenas áreas erosionais; 5-30% das margens são áreas de erosão.	Margens moderadamente instáveis; 30-60% das margens em risco de erosão; grande potencial de erosão durante um aumento de caudal.	Margens instáveis; muitas zonas erodidas; áreas “feridas” frequentes; 60-100% das margens têm marcas de erosão.
	Pontuação	M.E. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
		M.D. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
	9. Corredor ripário	Mais de 90% da superfície da margem e da zona ripária coberta por vegetação autóctone, incluindo árvores, vegetação herbácea; nudez do solo mínima ou não evidente; praticamente todas as plantas com um crescimento natural.	70-90% da superfície das margens coberta por vegetação autóctone, mas com um dos tipos de plantas mal representado; rutura evidente da vegetação rasteira, mas que não afeta o seu potencial de crescimento.	50-70% da superfície das margens coberta por vegetação; grandes manchas sem vegetação; apenas metade do terreno apresenta potencial de crescimento.	Menos de 50% dos terrenos marginais se encontram com cobertura vegetal; grandes espaços sem vegetação; pouca ou nenhuma capacidade de crescimento de cobertura vegetal.
	Pontuação	M.E. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
		M.D. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
	10. Largura do corredor ripário	Largura do corredor ripário maior que 18m; as atividades humanas (parqueamento de automóveis, campismo, campos agrícolas, pastagens) não têm impacto na área.	Largura do corredor ripário entre 12 3 18m. O impacto de atividades humanas é mínimo.	Largura do corredor ripário entre 6 e 12m. O impacto das atividades humanas é considerável.	Largura do corredor ripário inferior a 6m; pouca ou nenhuma vegetação ripária devido a atividades humanas.
	Pontuação	M.E. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
		M.D. 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0









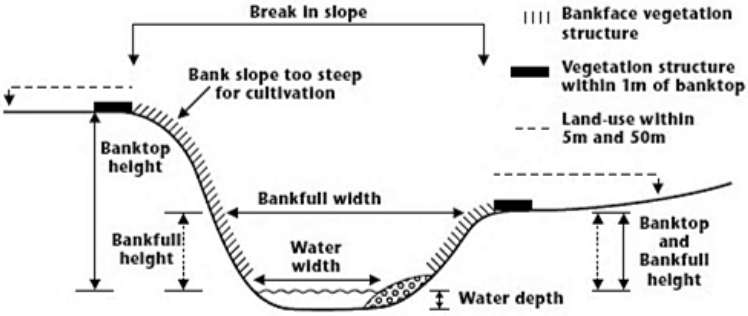





Anexo V

RIVER HABITAT SURVEY 2003 VERSION: SPOT-CHECK KEY Page 1 of 2			
PHYSICAL ATTRIBUTES (SECTION E)			
BANKS		CHANNEL	
Predominant bank material NV = not visible BE = bedrock BO = boulder CO = cobble GS = gravel/sand EA = earth (crumbly) PE = peat CL = sticky clay CC = concrete SP = sheet piling WP = wood piling GA = gabion BR = brick/laid stone RR = rip-rap TD = tipped debris FA = fabric BI = bio-engineering materials	Bank modifications NK = not known NO = none RS = resectioned (reprofiled) RI = reinforced PC = poached PC(B) = poached (bare) BM = artificial berm EM = embanked Marginal and bank features NV = not visible (e.g. far bank) NO = none EC = eroding cliff (EC if sandy substrate) SC = stable cliff (SC if sandy substrate) PB = unvegetated point bar VP = vegetated point bar SB = unvegetated side bar VS = vegetated side bar NB = natural berm	Predominant substrate NV = not visible BE = bedrock BO = boulder CO = cobble GP = gravel/pebble (G or P if predominant) SA = sand SI = silt CL = clay PE = peat EA = earth AR = artificial Predominant flow-type NV = not visible FF = free fall CH = chute BW = broken standing waves (white water) UW = unbroken standing waves CF = chaotic flow RP = rippled UP = upwelling SM = smooth NP = no perceptible flow DR = no flow (dry)	Channel modifications NK = not known NO = none CV = culverted RS = resectioned RI = reinforced DA = dam/weir/sludge FO = ford (man-made) Channel features NV = not visible NO = none EB = exposed bedrock RO = exposed boulders VR = vegetated rock MB = unvegetated mid-channel bar VB = vegetated mid-channel bar MI = mature island TR = Trash (urban debris)
FLOW-TYPES FF: Free fall CH: Chute BW: Broken standing waves UW: Unbroken standing waves CF: Chaotic flow RP: Rippled UP: Upwelling SM: Smooth NP: No perceptible flow DR: No flow (dry)		DESCRIPTION clearly separates from back-wall of vertical feature ~ associated with waterfalls low curving fall in contact with substrate ~ often associated with cascades white-water tumbling waves must be present ~ mostly associated with rapids upstream facing wavelets which are not broken ~ mostly associated with riffles a chaotic mixture of three or more of the four fast flow-types with no predominant one obvious no waves, but general flow direction is downstream with disturbed rippled surface ~ mostly associated with runs heaving water as upwellings break the surface ~ associated with boils. perceptible downstream movement is smooth (no eddies) ~ mostly associated with glides no net downstream flow ~ associated with pools, ponded reaches and marginal deadwater dry river bed	

Scale

NB: assessed by intermediate axis


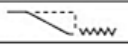






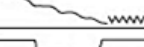
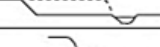

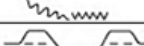


Cobble (to size of A4 page)

RIVER HABITAT SURVEY: SPOT-CHECK KEY			Page 2 of 2			
LEFT	Banks are determined by looking downstream	RIGHT				
CHANNEL MODIFICATION INDICATORS One or more of the following may be indicative of resectioning: <table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> 1. Uniform bank profile 2. Straightened planform 3. Bankfull width/bankfull height ratio <4:1 </td> <td style="width: 50%; vertical-align: top;"> 4. Uniform/low energy flow-types 5. No trees/uniformly-aged trees along bank 6. Intensive/urban land-use </td> </tr> </table>				1. Uniform bank profile 2. Straightened planform 3. Bankfull width/bankfull height ratio <4:1	4. Uniform/low energy flow-types 5. No trees/uniformly-aged trees along bank 6. Intensive/urban land-use	
1. Uniform bank profile 2. Straightened planform 3. Bankfull width/bankfull height ratio <4:1	4. Uniform/low energy flow-types 5. No trees/uniformly-aged trees along bank 6. Intensive/urban land-use					
LAND-USE WITHIN 5m OF BANKTOP (SECTION F) & 50m (SECTION H)						
<table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 33%; vertical-align: top;"> BL = Broadleaf/mixed woodland (semi-natural) BP = Broadleaf/mixed plantation CW = Coniferous woodland (semi-natural) CP = Coniferous plantation SH = Scrub & shrubs OR = Orchard WL = Wetland (e.g. bog, marsh, fen) MH = Moorland/heath </td> <td style="width: 33%; vertical-align: top;"> AW = Artificial open water OW = Natural open water RP = Rough unimproved grassland/pasture IG = Improved/semi-improved grassland TH = Tall herb/rank vegetation RD = Rock, scree or sand dunes SU = Suburban/urban development </td> <td style="width: 33%; vertical-align: top;"> TL = Tilled land IL = Irrigated land PG = Parkland or gardens NV = Not visible </td> </tr> </table>				BL = Broadleaf/mixed woodland (semi-natural) BP = Broadleaf/mixed plantation CW = Coniferous woodland (semi-natural) CP = Coniferous plantation SH = Scrub & shrubs OR = Orchard WL = Wetland (e.g. bog, marsh, fen) MH = Moorland/heath	AW = Artificial open water OW = Natural open water RP = Rough unimproved grassland/pasture IG = Improved/semi-improved grassland TH = Tall herb/rank vegetation RD = Rock, scree or sand dunes SU = Suburban/urban development	TL = Tilled land IL = Irrigated land PG = Parkland or gardens NV = Not visible
BL = Broadleaf/mixed woodland (semi-natural) BP = Broadleaf/mixed plantation CW = Coniferous woodland (semi-natural) CP = Coniferous plantation SH = Scrub & shrubs OR = Orchard WL = Wetland (e.g. bog, marsh, fen) MH = Moorland/heath	AW = Artificial open water OW = Natural open water RP = Rough unimproved grassland/pasture IG = Improved/semi-improved grassland TH = Tall herb/rank vegetation RD = Rock, scree or sand dunes SU = Suburban/urban development	TL = Tilled land IL = Irrigated land PG = Parkland or gardens NV = Not visible				
BANKTOP AND BANKFACE VEGETATION STRUCTURE To be assessed within a 10m wide transect (SECTION F)						
bare	B	bare earth/rock etc.	vegetation types			
uniform 	U	predominantly one type (no scrub or trees)	 bryophytes  short/creeping herbs or grasses  tall herbs/grasses			
simple 	S	two or three vegetation types	 scrub or shrubs  saplings and trees			
complex 	C	four or more types				
Channel dimensions guidance (Section L) <ul style="list-style-type: none"> Select location on uniform section. If riffle is present, measure there. If not, measure at straightest and shallowest point. Banktop = first major break in slope above which cultivation or development is possible. Bankfull = point where river first spills on to floodplain. 						
<div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 30%;"> <p style="text-align: center;">Cross-section of channel showing definitions used to define where spot-check recording and channel dimensions measured</p>  </div> <div style="width: 65%;"> <p>Legend:</p> <ul style="list-style-type: none">  Bankface vegetation structure  Vegetation structure within 1m of banktop  Land-use within 5m and 50m </div> </div>						
<div style="display: flex; align-items: center; justify-content: space-between;"> <div style="text-align: center;">  <p>ENVIRONMENT AGENCY</p> </div> <div style="text-align: center; flex-grow: 1;"> <p>EMERGENCY HOTLINE 0800 80 70 60</p> <p>24 hour free emergency telephone line for reporting all environmental incidents relating to air, land and water.</p> </div> <div style="text-align: center;">  </div> </div>						

RIVER HABITAT SURVEY 2003 Version				Page 1 of 4			
A FIELD SURVEY DETAILS							
<div style="text-align: right; font-size: small; margin-bottom: 5px;">leave blank if new site</div> Site Number: <input style="width: 150px;" type="text"/> Site Reference: <input style="width: 150px;" type="text"/> Spot-check 1 Grid Ref: <input style="width: 150px;" type="text"/> Spot-check 6 Grid Ref: <input style="width: 150px;" type="text"/> End of site Grid Ref: <input style="width: 150px;" type="text"/> Reach Reference: <input style="width: 150px;" type="text"/> River name: <input style="width: 150px;" type="text"/> Date / /20 Time: <input style="width: 50px;" type="text"/> Surveyor name: <input style="width: 150px;" type="text"/> Accredited Surveyor code: <input style="width: 150px;" type="text"/>		Is the site part of a river or an artificial channel? River <input type="checkbox"/> Artificial <input type="checkbox"/> Are adverse conditions affecting survey? No <input type="checkbox"/> Yes <input type="checkbox"/> If yes, state Is bed of river visible? barely or not <input type="checkbox"/> partially <input type="checkbox"/> ± entirely <input type="checkbox"/> Is health and safety assessment form attached? Yes <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Number of photographs taken: <input style="width: 50px;" type="text"/> Photo references: <input style="width: 150px;" type="text"/> Site surveyed from: left bank <input type="checkbox"/> right bank <input type="checkbox"/> channel <input type="checkbox"/> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px; margin-top: 5px;"> <input type="checkbox"/> When options shown with 'shadow boxes', tick one box only </div> <div style="display: flex; justify-content: space-between; font-weight: bold; font-size: small;"> LEFT banks determined by facing downstream RIGHT </div>					
B PREDOMINANT VALLEY FORM (within the horizon limit) (tick one box only)							
<div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 45%;"> <p>(tick one box only)</p> <div style="display: flex; align-items: center; margin-bottom: 10px;"> <input type="checkbox"/> shallow vee </div> <div style="display: flex; align-items: center; margin-bottom: 10px;"> <input type="checkbox"/> deep vee </div> <div style="display: flex; align-items: center;"> <input type="checkbox"/> gorge </div> </div> <div style="width: 45%;"> <div style="display: flex; align-items: center; margin-bottom: 10px;"> <input type="checkbox"/> concave/bowl </div> <div style="display: flex; align-items: center; margin-bottom: 10px;"> <input type="checkbox"/> asymmetrical valley </div> <div style="display: flex; align-items: center; margin-bottom: 10px;"> <input type="checkbox"/> U-shape valley </div> <div style="display: flex; align-items: center;"> <input type="checkbox"/> no obvious valley sides </div> </div> </div>							
<div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div>Distinct flat valley bottom? No <input type="checkbox"/> Yes <input type="checkbox"/></div> <div>Natural terraces? No <input type="checkbox"/> Yes <input type="checkbox"/></div> </div>							
C NUMBER OF RIFFLES, POOLS AND POINT BARS (enter total number in boxes)							
<div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 45%;"> Riffle(s) <input style="width: 50px;" type="text"/> Pool(s) <input style="width: 50px;" type="text"/> </div> <div style="width: 45%;"> Unvegetated point bar(s) <input style="width: 50px;" type="text"/> Vegetated point bar(s) <input style="width: 50px;" type="text"/> </div> </div>							
D ARTIFICIAL FEATURES (indicate total number of occurrences of each category within the 500m site)							
If none, tick box <input type="checkbox"/>	Major	Intermediate	Minor	Major	Intermediate	Minor	
	Weirs/sluiques	Culverts	Bridges	Other - state	Outfalls/intakes	Fords	Deflectors/groynes/croys
	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>
	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>
	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>	<input style="width: 50px;" type="text"/>
<div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div> Is channel obviously realigned? No <input type="checkbox"/> Yes, <33% of site <input type="checkbox"/> ≥33% of site <input type="checkbox"/> Is channel obviously over-deepened? No <input type="checkbox"/> Yes, <33% of site <input type="checkbox"/> ≥33% of site <input type="checkbox"/> Is water impounded by weir/dam? No <input type="checkbox"/> Yes, <33% of site <input type="checkbox"/> ≥33% of site <input type="checkbox"/> </div> </div>							

SITE REF.		RIVER HABITAT SURVEY: TEN SPOT-CHECKS										Page 2 of 4	
Spot-check 1 is at: upstream end <input type="checkbox"/> downstream end <input type="checkbox"/> of site (tick one box)													
E PHYSICAL ATTRIBUTES (to be assessed across channel within 1m wide transect)													
When boxes 'bordered', only one entry allowed		1 GPS	2	3	4	5	6 GPS	7	8	9	10	GPS	
LEFT BANK		Ring EC or SC if composed of sandy substrate											
Material NV, BE, BO, CO, GS, EA, PE, CL, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI													
Bank modification(s) NK, NO, RS, RI, PC(B), BM, EM													
Marginal & bank feature(s) NV, NO, EC, SC, PB, VP, SB, VS, NB													
CHANNEL		GP- ring either G or P if predominant											
Channel substrate NV, BE, BO, CO, GP, SA, SI, CL, PE, EA, AR													
Flow-type NV, FF, CH, BW, UW, CF, RP, UP, SM, NP, DR													
Channel modification(s) NK, NO, CV, RS, RI, DA, FO													
Channel feature(s) NV, NO, EB, RO, VR, MB, VB, MI, TR													
For braided rivers only: number of sub-channels													
RIGHT BANK		Ring EC or SC if composed of sandy substrate											
Material NV, BE, BO, CO, GS, EA, PE, CL, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI													
Bank modification(s) NK, NO, RS, RI, PC(B), BM, EM													
Marginal & bank feature(s) NV, NO, EC, SC, PB, VP, SB, VS, NB													
F BANKTOP LAND-USE AND VEGETATION STRUCTURE (to be assessed over a 10m wide transect)													
Land-use: choose one from BL, BP, CW, CP, SH, OR, WL, MH, AW, OW, RP, IG, TH, RD, SU, TL, IL, PG, NV													
LAND-USE WITHIN 5m OF LEFT BANKTOP													
LEFT BANKTOP (structure within 1m) B/U/S/C/NV													
LEFT BANK-FACE (structure) B/U/S/C/NV													
RIGHT BANK-FACE (structure) B/U/S/C/NV													
RIGHT BANKTOP (structure within 1m) B/U/S/C/NV													
LAND-USE WITHIN 5m OF RIGHT BANKTOP													
G CHANNEL VEGETATION TYPES (to be assessed over a 10m wide transect: use E (≥ 33% area), ✓(present) or NV (not visible))													
None (✓) or Not Visible (NV)													
Liverworts/mosses/lichens													
Emergent broad-leaved herbs													
Emergent reeds/sedges/rushes/grasses/horsetails													
Floating-leaved (rooted)													
Free-floating													
Amphibious													
Submerged broad-leaved													
Submerged linear-leaved													
Submerged fine-leaved													
Filamentous algae													
Use end column for overall assessment over 500m, including types not occurring in spot-checks (use ✓, E or NV) →													

Enter channel substrate(s) not occurring as predominant in spot-checks but present in >1% of whole site.

SITE REF.		RIVER HABITAT SURVEY : 500m SWEEP-UP				Page 3 of 4	
H LAND-USE WITHIN 50m OF BANKTOP Use ✓ (present) or E (≥ 33% banklength)							
	L	R		L	R		
Broadleaf/mixed woodland (semi-natural) (BL)			Natural open water (OW)				
Broadleaf/mixed plantation (BP)			Rough/unimproved grassland/pasture (RP)				
Coniferous woodland (semi-natural) (CW)			Improved/semi-improved grassland (IG)				
Coniferous plantation (CP)			Tall herb/rank vegetation (TH)				
Scrub & shrubs (SH)			Rock, scree or sand dunes (RD)				
Orchard (OR)			Suburban/urban development (SU)				
Wetland (e.g. bog, marsh, fen) (WL)			Tilled land (TL)				
Moorland/heath (MH)			Irrigated land (IL)				
Artificial open water (AW)			Parkland or gardens (PG)				
			Not visible (NV)				
I BANK PROFILES Use ✓ (present) or E (≥ 33% banklength)							
Natural/unmodified	L	R	Artificial/modified	L	R		
Vertical/undercut 			Resectioned (reprofiled) 				
Vertical with toe 			Reinforced - whole 				
Steep (>45°) 			Reinforced - top only 				
Gentle 			Reinforced - toe only 				
Composite 			Artificial two-stage 				
Natural berm 			Poached bank 				
			Embanked 				
			Set-back embankment 				
J EXTENT OF TREES AND ASSOCIATED FEATURES *record even if <1%							
TREES (tick one box per bank)				ASSOCIATED FEATURES (tick one box per feature)			
	Left	Right		None	Present	E (≥33%)	
None	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Shading of channel	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Isolated/scattered	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Overhanging boughs	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Regularly spaced, single	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Exposed bankside roots	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Occasional clumps	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Underwater tree roots	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Semi-continuous	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Fallen trees	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Continuous	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Large woody debris	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
K EXTENT OF CHANNEL AND BANK FEATURES (tick one box for each feature) *record even if <1%							
	None	Present	E (≥33%)		None	Present	E (≥33%)
*Free fall flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Exposed bedrock	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Chute flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Exposed boulders	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Broken standing waves	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated bedrock/boulders	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Unbroken standing waves	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated mid-channel bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Rippled flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated mid-channel bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
*Upwelling	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Mature island(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Smooth flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated side bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
No perceptible flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated side bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
No flow (dry)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated point bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Marginal deadwater	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated point bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Eroding cliff(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Unvegetated silt deposit(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Stable cliff(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Discrete unvegetated sand deposit(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
				*Discrete unvegetated gravel deposit(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

SITE REF.		RIVER HABITAT SURVEY : DIMENSIONS AND INFLUENCES		Page 4 of 4																			
L CHANNEL DIMENSIONS (to be measured at one location on a straight uniform section, preferably across a riffle)																							
LEFT BANK		CHANNEL		RIGHT BANK																			
Banktop height (m)		Bankfull width (m)		Banktop height (m)																			
Is banktop height also bankfull height? (Y or N)		Water width (m)		Is banktop height also bankfull height? (Y or N)																			
Embanked height (m)		Water depth (m)		Embanked height (m)																			
If trashline lower than banktop, indicate: height above water (m) = width from bank to bank (m) =																							
Bed material at site is: consolidated <input type="checkbox"/> unconsolidated (loose) <input type="checkbox"/> unknown <input type="checkbox"/>																							
Location of measurements is: riffle <input type="checkbox"/> other <input type="checkbox"/> (state)																							
M FEATURES OF SPECIAL INTEREST Use ✓ or E (≥ 33% length) *record even if <1%																							
None <input type="checkbox"/>	Very large boulders (>1m) <input type="checkbox"/>	Backwater(s) <input type="checkbox"/>	Marsh(es) <input type="checkbox"/>																				
Braided channels <input type="checkbox"/>	*Debris dam(s) <input type="checkbox"/>	Floodplain boulder deposits <input type="checkbox"/>	Flush(es) <input type="checkbox"/>																				
Side channel(s) <input type="checkbox"/>	*Leafy debris <input type="checkbox"/>	Water meadow(s) <input type="checkbox"/>	Natural open water <input type="checkbox"/>																				
*Natural waterfall(s) > 5m high <input type="checkbox"/>	Fringing reed-bank(s) <input type="checkbox"/>	Fen(s) <input type="checkbox"/>	Others (state) <input type="checkbox"/>																				
*Natural waterfall(s) < 5m high <input type="checkbox"/>	Quaking bank(s) <input type="checkbox"/>	Bog(s) <input type="checkbox"/>																					
Natural cascade(s) <input type="checkbox"/>	*Sink hole(s) <input type="checkbox"/>	Wet woodland(s) <input type="checkbox"/>																					
N CHOKED CHANNEL (tick one box)																							
Is 33% or more of the channel choked with vegetation? No <input type="checkbox"/> Yes <input type="checkbox"/>																							
O NOTABLE NUISANCE PLANT SPECIES Use ✓ or E (≥ 33% length) *record even if <1%																							
<table border="0"> <thead> <tr> <th></th> <th>bankface</th> <th>banktop to 50m</th> <th></th> <th>bankface</th> <th>banktop to 50m</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>None <input type="checkbox"/></td> <td>*Giant hogweed <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td>*Himalayan balsam</td> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td></td> <td>*Japanese knotweed <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> <td>*Other (state).....</td> <td><input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> </tbody> </table>							bankface	banktop to 50m		bankface	banktop to 50m	None <input type="checkbox"/>	*Giant hogweed <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Himalayan balsam	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		*Japanese knotweed <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Other (state).....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	bankface	banktop to 50m		bankface	banktop to 50m																		
None <input type="checkbox"/>	*Giant hogweed <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Himalayan balsam	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>																		
	*Japanese knotweed <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Other (state).....	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>																		
P OVERALL CHARACTERISTICS (Circle appropriate words, add others as necessary)																							
Major impacts: landfill - tipping - litter - sewage - pollution - drought - abstraction - mill - dam - road - rail - industry - housing mining - quarrying - overdeepening - afforestation - fisheries management - silting - waterlogging - hydroelectric power Evidence of recent management: dredging - bank mowing - weed cutting - enhancement - river rehabilitation - gravel extraction - other (please specify) Animals: otter - mink - water vole - kingfisher - dipper - grey wagtail - sand martin - heron - dragonflies/damselflies Other significant observations: if necessary use separate sheet to describe overall characteristics and relevant observations																							
Q ALDERS (tick one box in each of the two categories) *record even if <1%																							
*Alders? None <input type="checkbox"/> Present <input type="checkbox"/> Extensive <input type="checkbox"/>			*Diseased Alders? None <input type="checkbox"/> Present <input type="checkbox"/> Extensive <input type="checkbox"/>																				
R FIELD SURVEY QUALITY CONTROL (✓ boxes to confirm checks)																							
Have you taken at least two photos that illustrate the general character of the site and additional photos of any weirs/ sluices and major/intermediate structures across the channel? <input type="checkbox"/>																							
Have you completed all ten spot-checks and made entries in all boxes in E & F on page 2? <input type="checkbox"/>																							
Have you completed column 11 of section G (and E if appropriate) on page 2? <input type="checkbox"/>																							
Have you recorded in section C the number of riffles, pools and point bars (even if 0) on page 1? <input type="checkbox"/>																							
Have you given an accurate (alphanumeric) grid reference for spot-checks 1, 6 and end of site (page 1)? <input type="checkbox"/>																							
Have you stated whether spot-check 1 is at the upstream or downstream end of the site (top of page 2)? <input type="checkbox"/>																							
Have you cross-checked your spot-check and sweep-up responses with the channel modification indicators given on page 2 of the spot-check key? <input type="checkbox"/>																							

Anexo VI

Ponto R1

- Coordenadas Geográficas: 8°14'15,946"O 41°3'13,638"N
- Concelho: Castelo de Paiva
- Local: Varziela
- Qualidade do habitat ripícola: Razoável
- Qualidade do habitat fluvial: Boa



Figura 1. Ocupação do solo na encosta adjacente, onde se podem distinguir áreas agrícolas e florestais (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b); habitat fluvial (c); açude rústico bem consolidado (d).

Ponto R2

- Coordenadas Geográficas: 8°13'58,143"O 41°2'44,847"N
- Concelho: Castelo de Paiva
- Local: Bateira
- Qualidade do habitat ripícola: Razoável
- Qualidade do habitat fluvial: Boa



Figura 2. Ocupação do solo na encosta, predominantemente florestal (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola, onde se pode observar a espécie lenhosa invasora *Acacia dealbata* (b); açude rústico bem consolidado (c); zona ripícola condicionada por muro (d).

Ponto R3

- Coordenadas Geográficas: 8°13'56,031"O 41°1'42,655"N
- Concelho: Castelo de Paiva
- Local: Retorta
- Qualidade do habitat ripícola: Boa
- Qualidade do habitat fluvial: Excelente

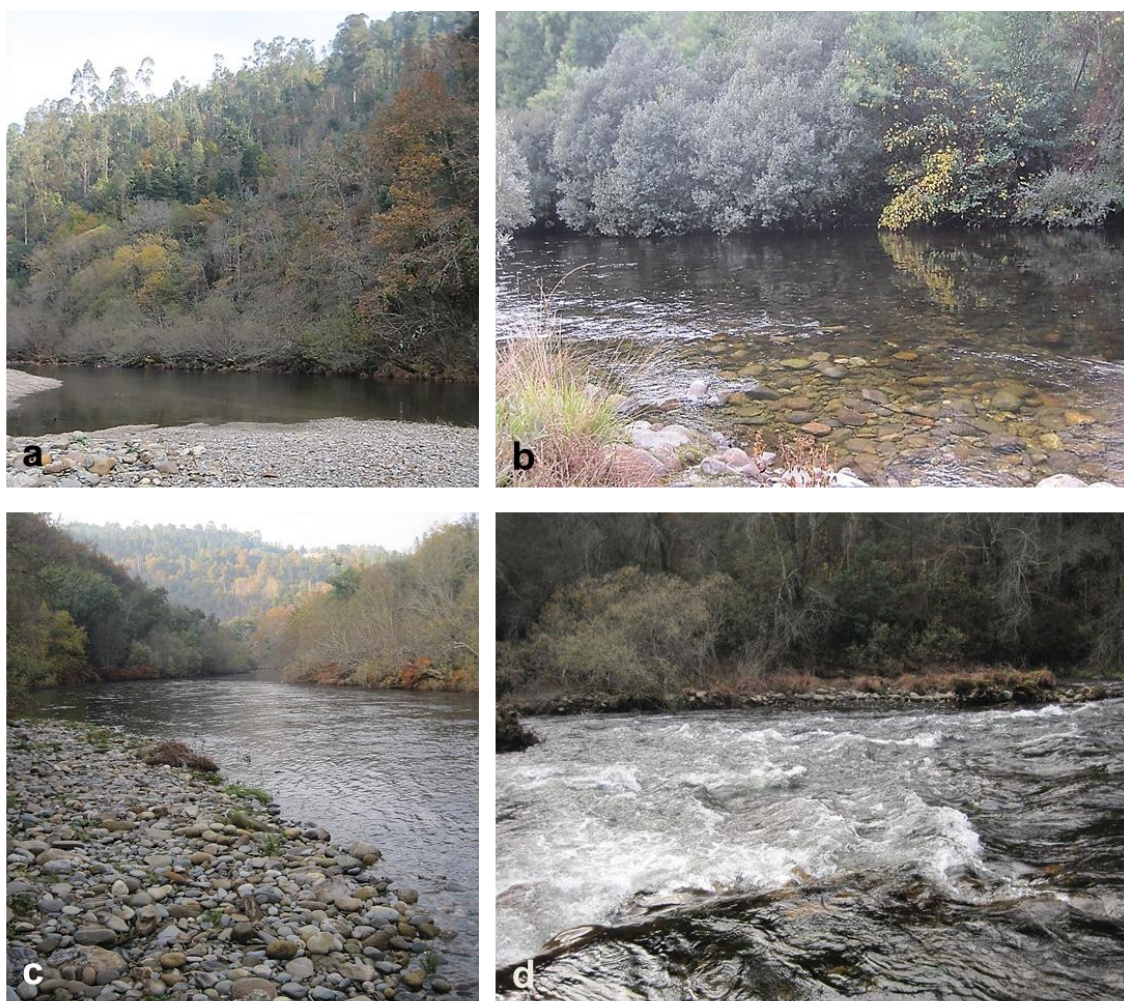


Figura 3. Ocupação do solo na encosta (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b); *point bar* (c); zona de rápidos.

Ponto R4

- Coordenadas Geográficas: 8°14'17,58"O 41°1'38,778"N
- Concelho: Castelo de Paiva
- Local: Campos de Várzea
- Qualidade do habitat ripícola: Razoável
- Qualidade do habitat fluvial: Boa



Figura 4. Ocupação do solo predominantemente agrícola na margem esquerda (a), ao passo que na margem direita a ocupação é florestal (b); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (c); canal fluvial e vegetação aquática associada (d); *Acacia dealbata* (e); aspeto do vale (f).

Ponto R5

- Coordenadas Geográficas: 8°14'13,261"O 41°1'33,44"N
- Concelho: Castelo de Paiva
- Local: Várzea
- Qualidade do habitat ripícola: Boa
- Qualidade do habitat fluvial: Excelente



Figura 5. Ocupação do solo na encosta (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b); aspeto do vale (c); canal fluvial e vegetação aquática (d).

Ponto R6

- Coordenadas Geográficas: 8°14'4,625"O 41°1'24,544"N
- Concelho: Castelo de Paiva
- Local: Melo
- Qualidade do habitat ripícola: Boa
- Qualidade do habitat fluvial: Excelente



Figura 6. Floresta de *Quercus suber* (9330) na encosta (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b); aspeto do vale (c); hidrófitos (d).

Ponto R7

- Coordenadas Geográficas: 8°14'6,549"O 41°1'1,689"N
- Concelho: Castelo de Paiva
- Local: S. Pedro
- Qualidade do habitat ripícola: Boa
- Qualidade do habitat fluvial: Excelente



Figura 7. Povoamentos florestais puros de eucalipto nas encostas do rio (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b); zona de rápidos (c); vale encaixado, com vertentes de declive elevado (d).

Ponto R8

- Coordenadas Geográficas: 8°12'37,495"O 40°59'32,128"N
- Concelho: Arouca
- Local: Espiunca
- Qualidade do habitat ripícola: Razoável
- Qualidade do habitat fluvial: Boa



Figura 8. Povoamentos florestais de eucalipto e de choupos (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b); muro agrícola na margem do rio (c); praia fluvial de Espiunca (d).

Ponto R9

- Coordenadas Geográficas: 8°10'48,557"O 40°57'9,105"N
- Concelho: Arouca
- Local: Areíno
- Qualidade do habitat ripícola: Boa
- Qualidade do habitat fluvial: Boa



Figura 9. Ocupação florestal do solo nas encostas adjacentes ao rio (a); *point bar* (b); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (c); zona de rápidos (d).

Ponto R10

- Coordenadas Geográficas: 8°10'16,153"O 40°57'10,754"N
- Concelho: Arouca
- Local: praia fluvial do Areíinho
- Qualidade do habitat ripícola: Razoável
- Qualidade do habitat fluvial: Boa



Figura 10. Ocupação do solo nas encostas adjacentes ao rio, que apresentam povoamentos de eucalipto (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b, c); praia fluvial do Areíinho (c).

Ponto R11

- Coordenadas Geográficas: 8°10'52,841"O 40°56'19,967"N
- Concelho: Arouca
- Local: Paradinha
- Qualidade do habitat ripícola: Excelente
- Qualidade do habitat fluvial: Excelente



Figura 11. Charneca seca europeia (4030) nas encostas (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b); zona de rápidos (c); aldeia da Paradinha (d).

Ponto R12

- Coordenadas Geográficas: 8°10'13,951"O 40°55'57,051"N
- Concelho: Arouca
- Local: praia fluvial da Paradinha
- Qualidade do habitat ripícola: Boa
- Qualidade do habitat fluvial: Excelente



Figura 12. Ocupação do solo na encosta, onde estão presentes povoamentos mistos de eucalipto e de pinheiro-bravo, intercalados com vegetação arbustiva (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b); praia fluvial da Paradinha (c); *Acacia dealbata* (d).

Ponto R13

- Coordenadas Geográficas: 7°57'36,104"O 40°54'41,263"N
- Concelho: Castro Daire
- Local: Castro Daire
- Qualidade do habitat ripícola: Excelente
- Qualidade do habitat fluvial: Excelente



Figura 13. Ocupação do solo na encosta adjacente, com carvalhal de *Quercus robur* fragmentário (a); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (b); presença de pinheiro-bravo nas encostas adjacentes (c); zona de rápidos (d).

Ponto R14

- Coordenadas Geográficas: 7°55'52,682"O 40°53'32,305"N
- Concelho: Castro Daire
- Local: Mini-hídrica do Vale Soeiro
- Qualidade do habitat ripícola: Razoável
- Qualidade do habitat fluvial: Boa



Figura 14. Mini-hídrica do Vale Soeiro (a); ocupação do solo na encosta direita, com zonas de pinhal recentemente ardidas (b); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (c); ocupação do solo na encosta esquerda (d).

Ponto R15

- Coordenadas Geográficas: 7°45'58,05"O 40°50'17,568"N
- Concelho: Vila Nova de Paiva
- Local: Mini-hídrica de Fráguas
- Qualidade do habitat ripícola: Mediocre
- Qualidade do habitat fluvial: Razoável



Figura 15. Mini-hídrica de Fráguas (a); ocupação do solo na margem direita (b); praia fluvial de Fráguas (c); concentração da população da aldeia de Fráguas na planície aluvial do rio Paiva (d); práticas agrícolas na planície aluvial (e); açude bem consolidado (f).

Ponto R16

- Coordenadas Geográficas: 7°43'39,911"O 40°50'36,76"N
- Concelho: Vila Nova de Paiva
- Local: Praia fluvial de Vila Nova de Paiva
- Qualidade do habitat ripícola: Mediocre
- Qualidade do habitat fluvial: Razoável



Figura 16. Obras de construção de um parque urbano e praia fluvial nas margens do rio Paiva (a, b, c); pormenor da estrutura e composição da vegetação ripícola (d); açude de betão (e); muro agrícola (f).